précipitations acides

ÉVOLUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DE L'ACIDITÉ DE 14 LACS DE LA RÉGION DE PORTNEUF POUR LA PÉRIODE 1982-1983

PA-21

Québec

87-03026/

DIRECTION DES RELEVÉS AQUATIQUES

ÉVOLUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DE L'ACIDITÉ DE 14 LACS DE LA RÉGION DE PORTNEUF POUR LA PÉRIODE 1982-1983

PA-21

PAR

JACQUES DUPONT, M.Sc.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC

QUÉBEC, Janvier 1986

Dépot légal - 2e trimestre 1986
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-12612-2

Envirodoq 850746

RÉDACTION

Jacques Dupont

COLLABORATION

Lévis Talbot
Yves Grimard
Yvon Richard
Marc Simoneau

ÉCHANTILLONNAGE ET SOUTIEN TECHNIQUE

Rémi Lévesque
Yves Vallée
Michel Groleau
Conrad Groleau
Denis Robichaud
Serge Poirier

RÉVISION LINGUISTIQUE

Martine P. Gagné, Direction des communications et de l'éducation

DACTYLOGRAPHIE

Michèle Cloutier
Hélène Bélanger
Huguette Paquet

FIGURES

Rémy Lessard
Normand Guay

RESUME

En 1982, le ministère de l'Environnement du Québec, par l'intermédiaire du Service de la qualité des eaux, initiait un projet d'étude sur 14 lacs de la région de Portneuf dans le but de décrire les variations temporelles du contenu ionique des eaux lacustres et d'expliquer les mécanismes qui contrôlent ces variations. Parmi les autres objectifs de l'étude, on voulait mettre en évidence les périodes de stress physico-chimique, estimer les dépôts de substances acidifiantes sur les bassins et optimiser les futurs plans d'échantillonnage.

L'étude des lacs de Portneuf montre que l'acidification des eaux lacustres survient presque exclusivement au niveau des eaux de surface et que cette acidification serait surtout attribuable aux sulfates dont près de 70 pour cent proviendraient des apports atmosphériques. Il apparaît également que les baisses majeures de pH sont survenues au printemps pendant la fonte des neiges et à l'automne. Par contre, au niveau de l'hypolimnion et du fond des lacs, l'acidité des eaux varie peu et serait surtout attribuable aux substances humiques.

Selon les modèles empiriques, l'acidification des lacs aurait provoqué une baisse de 0,2 à 1,2 unité de pH depuis le début des apports atmosphériques acides, l'ampleur de la baisse variant selon le lac et son niveau de vulnérabilité.

L'étude montre aussi que la qualité de l'eau varie beaucoup avec la profondeur et la présence d'oxygène dissous. Règle générale, le niveau de minéralisation augmente vers le fond où la présence de conditions anoxiques est généralement accompagnée de fortes valeurs de pH, de couleur, d'alcalinité, de fer, d'aluminium et d'azote ammoniacal ainsi que de faibles teneurs en sulfates et en nitrates.

Mots clés: Évolution temporelle, acidité, acidification, minéralisation, Portneuf, modèle empirique, analyse multivariée, lac, pH, sulfate, acides faibles.

Dupont, J. 1986. Évolution spatiale et temporelle de l'acidité de 14 lacs de la région de Portneuf pour la période 1982-1983, ministère de l'Environnement du Québec, Direction des relevés aquatiques, publication PA-21, 97 pages, 1 annexe.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
- RÉSUMÉ	III
- TABLE DES MATIÈRES	V
- LISTE DES TABLEAUX	VI
- LISTE DES FIGURES	VII
- LISTE DES ANNEXES	XI
- REMERCIEMENTS	XII
INTRODUCTION	1
1. DESCRIPTION DU MILIEU PHYSIQUE	5
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	11
2.1 Sélection des lacs	11
2.2 Protocole d'échantillonnage	14
2.3 Validation des données	18
2.4 Méthodes de traitement des données	22
3. DESCRIPTION DE LA DISTRIBUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES	25
3.1 Présentation de la distribution des isoplèthes	25
3.2 Influence des variables hydrométéorologiques	48
3.3 Discussion	49
4. TRAITEMENT STATISTIQUE	53
4.1 Analyse en composantes principales	53
4.2 Synthèse des résultats	62
5. INFLUENCE DU MILIEU PHYSIQUE SUR LA QUALITÉ DE L'EAU	65
6. SIMULATION EMPIRIQUE DES PROCESSUS D'ACIDIFICATION	69
6.1 Modèle de Kramer et Tessier	69
6.2 Classification des lacs	72
6.3 Modèle prédictif de Brosset	77
CONCLUSION	85
RECOMMANDATIONS	89
BIBLIOGRAPHIE	91

LISTE DES TABLEAUX

Page

II.1 Caractéristiques morphométriques des lacs sur lesquels il y a eu une étude des populations piscicoles. 13

II.2 Calendrier des campagnes d'échantillonnage pour le suivi physico-chimique des lacs de Portneuf. 15

II.3 Procédures d'échantillonnage pour les 14 lacs de la région de Portneuf. 19

IV.1 Comparaison entre la variance expliquée par chacun des axes principaux et la variance théorique décrite par le modèle du bâton brisé de Frontier (1978). 55

VI.1 Description des résultats générés par le modèle de Brosset (1979) pour 14 lacs de Portneuf. 82

LISTE DES FIGURES

I.1 Localisation de la région étudiée. 6

I.2 Carte géologique du secteur de Rivière-à-Pierre. 8

I.3 Histogrammes combinés de la hauteur de neige au sol, de la lame d'eau des précipitations liquides et solides reçues des températures maximales et minimales, du débit et de la concentration en ions hydrogène mesurée dans les précipitations humides..... 10

II.1 Localisation des lacs de la région de Portneuf..... 12

II.2 Présentation des bassins versants des lacs Poliquin, Édithe, Bleu et Main de Fer..... 16

II.3 Bathymétrie des lacs Bleu, Édithe, Main de Fer et Poliquin... 17

II.4 Présentation des cibles de validation pour les données provenant de l'échantillonnage des 14 lacs de la région de Portneuf pendant la période 1982-1983, avec ou sans considération des anions provenant de la dissociation des acides faibles... 21

III.1 Isothermes annuelles de la température en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.. 26

III.2 Isoplèthes annuelles de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 28

III.3 Isoplèthes annuelles du pH en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 29

III.4 Isoplèthes annuelles des teneurs en ions H^+ en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 30

III.5 Isoplèthes annuelles de l'alcalinité en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.. 32

III.6 Isoplèthes annuelles des sulfates en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 34

III.7 Isoplèthes annuelles des nitrates + nitrites en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 36

III.8 Isoplèthes annuelles de l'azote ammoniacal en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 37

III.9 Isoplèthes annuelles de la conductivité en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 38

III.10 Isoplèthes annuelles de la silice en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 40

III.11 Isoplèthes annuelles du calcium en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 41

III.12 Isoplèthes annuelles de l'aluminium en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 42

III.13 Isoplèthes annuelles du fer en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 44

III.14 Isoplèthes annuelles de la couleur en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 46

III.15 Isoplèthes annuelles du carbone organique dissous en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin..... 47

IV.1 Ordination des points-stations et des descripteurs sur les axes 1 et 2 des comosantes principales appliquées aux données de la surface et aux données combinées de surface, de l'hypolimnion et du fond de quatre lacs de Portneuf..... 56

IV.2 Ordination des points-stations et des descripteurs sur les axes 1 et 2 des composantes principales appliquées aux données de l'hypolimnion et du fond de quatre lacs de Portneuf.. 57

V.1 Distribution intra-annuelle du pH, de l'alcalinité, de la conductivité et de l'indice de saturation calcique à la surface et dans l'hypolimnion de 14 lacs de la région de Portneuf et présentation de leurs caractéristiques géologiques... 66

V.2 Distribution intra-annuelle de la silice, des sulfates, du calcium et de l'aluminium à la surface et dans l'hypolimnion de 14 lacs de la région de Portneuf et présentation de leurs caractéristiques géologiques..... 67

VI.1 Application du modèle de Kramet et Tessier (1982) aux échantillons intégrés (1982-1983) de 14 lacs de la région de Portneuf..... 71

VI.2 Application du nomogramme de classification aux lacs Main de Fer, Édithe, Bleu et Poliquin, pour la période s'étendant d'août 1982 à août 1983..... 74

VI.3 Application du nomogramme de classification aux lacs du groupe B, pour la période s'étendant d'août 1982 à août 1983. 76

VI.4 Application du modèle de Brosset (1979) aux médianes des échantillons intégrés (0-5 mètres) des lacs Édithe, Main de Fer et Bleu..... 80

LISTE DES ANNEXES

Page

1. Liste des paramètres physico-chimiques et des méthodes d'analyses utilisées par le Laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec..... 95

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier messieurs Lévis Talbot, Yves Grimard et Yvon Richard de la Direction des relevés aquatiques, du ministère de l'Environnement du Québec, pour leurs conseils et leurs critiques tout au long du déroulement de cette étude.

J'aimerais également remercier messieurs Yves Vallée, Michel Groleau, Conrad Groleau, Rémi Lévesque, Serge Poirier et Denis Robichaud pour leur participation active à l'échantillonnage et au soutien technique.

INTRODUCTION

Depuis le début des années 1980, plusieurs chercheurs se sont interrogés sur l'impact potentiel des précipitations acides dans la province de Québec. Cette réflexion découle du fait qu'une grande partie de ce territoire semble être aussi vulnérable que ceux trouvés en Norvège et en Suède, où on a observé des effets significatifs sur la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques. Déjà, certaines études font état que les précipitations que nous recevons sont particulièrement acides. Ainsi, Lachance et Bobée (1979) ont observé des pH variant de 3,6 à 4,0 unités dans les précipitations humides autour de Noranda. Ces mêmes auteurs citent aussi des données fournies par le réseau CANSAP (données de juin 1977 à décembre 1978), où le pH des précipitations humides atteint des valeurs de 4,2 à 4,4 au-dessus de la vallée du Saint-Laurent. De tels pH sont également mentionnés dans Talbot (1982) et dans Grimard (1985).

Plusieurs études ont permis de déterminer les secteurs du Québec les plus affectés par les apports de sulfates, ainsi que les secteurs les plus vulnérables à l'acidification. Parmi ceux-ci, les études de Bobée et al. (1982, 1983) et de Langlois et al. (1983, 1985) mettent en évidence une zone particulièrement affectée par les sulfates au nord de la rivière des Outaouais. Dans ce secteur, les teneurs en sulfates représentent le double et parfois même le triple des teneurs observées ailleurs au Québec. Les lacs de ce secteur ont fait l'objet d'une étude plus détaillée par Dupont (1985) qui a mis en évidence le rôle important des sulfates sur l'acidité des eaux lacustres. Ce même auteur (Dupont, 1984a) a également démontré que la présence de Mines Noranda ltée avait une influence significative sur la qualité de l'eau et en particulier, sur le niveau d'acidité des lacs situés à moins de 125 kilomètres de distance de la source d'émission d'anhydride sulfureux. Le transport transfrontalier, en provenance des centres industrialisés des États-Unis et de l'Ontario, contribuerait également à l'acidité des lacs et aux teneurs élevées en sulfates observées dans le secteur situé au nord de la rivière des Outaouais.

Le secteur vulnérable à l'acidification, identifié dans les rapports de Bobée et al. (1982, 1983) et de Langlois et al. (1983, 1985), s'étend du massif du Mont-Tremblant jusqu'à la Réserve faunique des Laurentides. Ainsi, Richard (1982), dans une étude portant sur 158 lacs du parc des Laurentides (maintenant Réserve faunique des Laurentides), a noté que 16 pour cent de ces lacs étaient très vulnérables à l'acidification et qu'en vertu des faibles valeurs moyennes d'alcalinité (8,5 µéq/l) et des concentrations moyennes particulièrement élevées en aluminium (230 µg/l), les populations d'omble de fontaine étaient considérées comme menacées. D'autre part, Dupont (1984b) a étudié les données physico-chimiques de 97 lacs situés dans la région de Portneuf. Selon cet auteur, 89 pour cent de ces lacs seraient vulnérables aux apports acides. De plus, un accroissement de la charge acide de dix pour cent entraînerait l'acidification rapide et la perte d'alcalinité bicarbonate de 27 pour cent des lacs de la région. Les causes de l'acidité des lacs de la région de Portneuf seraient surtout liées à la faible capacité naturelle du bassin versant à neutraliser la charge acide en provenance des précipitations et à un degré moindre, en provenance du bassin versant.

Richard (1985) a également réalisé une étude portant sur 35 lacs de la région de Portneuf en relation avec l'effet potentiel des précipitations acides sur les écosystèmes aquatiques. Cet auteur mentionne entre autres que la grande majorité des 35 lacs va de sensible à très sensible à l'acidification. Toutefois, pour quelques lacs acides, tel le lac Poliquin, l'acidité serait en grande partie d'origine naturelle (organique). Au niveau des aspects biologiques, Richard (1985) note que l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) serait particulièrement menacé dans 20 pour cent des lacs et que la densité de population de cette espèce de poisson est deux fois moindre dans les lacs dont le pH se situe entre 4,6 et 5,2 comparativement aux lacs dont le pH est supérieur à 5,5.

De ces 35 lacs étudiés par Richard (1985), 14 furent retenus pour l'étude détaillée de la physico-chimie des eaux de surface. Ces lacs constituent le sujet principal du présent rapport.

Dix des 14 lacs ont été échantillonnés à tous les trois mois, tandis que les quatre autres ont été visités à des intervalles d'environ trois semaines

pendant la période s'étendant d'août 1982 à août 1983. L'échantillonnage de ces lacs a été fait pour répondre aux objectifs suivants:

1- décrire les variations temporelles du contenu ionique des eaux et, dans la mesure du possible, expliquer les mécanismes qui régissent ces variations;

2- mettre en évidence les périodes de stress physico-chimique;

3- optimiser les futurs plans d'échantillonnage par la détermination des périodes les plus adéquates pour un besoin donné (ex.: stabilité physico-chimique, conditions extrêmes).

1. DESCRIPTION DU MILIEU PHYSIQUE

Le secteur étudié se situe au nord-est de Trois-Rivières et à l'ouest-nord-ouest de Québec, selon les coordonnées 71° 45′ et 47° et 15′ de latitude nord (figure I.1). La majeure partie de ce secteur chevauche les bassins versants des rivières Batiscan et Sainte-Anne. Ce territoire correspond à la zone de sensibilité extrême à l'acidification évoquée par Bobée et al. (1982) et par Dupont (1984b).

Géologie

La région étudiée est entièrement située sur la province géologique de Grenville créée lors de l'orogénèse précambrienne du Grenvillien qui a eu lieu il y a près de 900 millions d'années. La figure I.2 présente la distribution spatiale des principaux types de roches rencontrés dans la région étudiée. Ainsi, la lithologie des bassins de cette région s'apparente principalement aux roches ignées (granite, monzonite, migmatite, mangérite et diorite) et aux roches sédimentaires métamorphiques (gneiss et schistes). Le fait que ces roches contiennent peu d'éléments carbonatés et que la taille des cristaux contenus dans ces roches soit grande contribue au maintient d'un faible pouvoir tampon.

Selon Dupont (1984b), la présence de granite sur les bassins versants impliquerait une plus grande vulnérabilité à l'acidification comparativement aux autres types de roches. Ainsi, en se basant sur la figure I.2, constituée à partir des cartes géologiques d'Avramtchev et Marcoux (1980) et de Laurin et Sharma (1975), les secteurs les plus sensibles se situeraient à l'ouest de la rivière Batiscan et à l'est de Rivière-à-Pierre.

Sols et sédiments de surface

Peu de données existent actuellement sur la géochimie des sédiments de surface de la région étudiée. Toutefois, il est généralement admis que la nature minéralogique des dépôts de surface reposant sur le bouclier canadien soit le reflet de la géologie sous-jacente lorsqu'il n'existe pas de sédi-

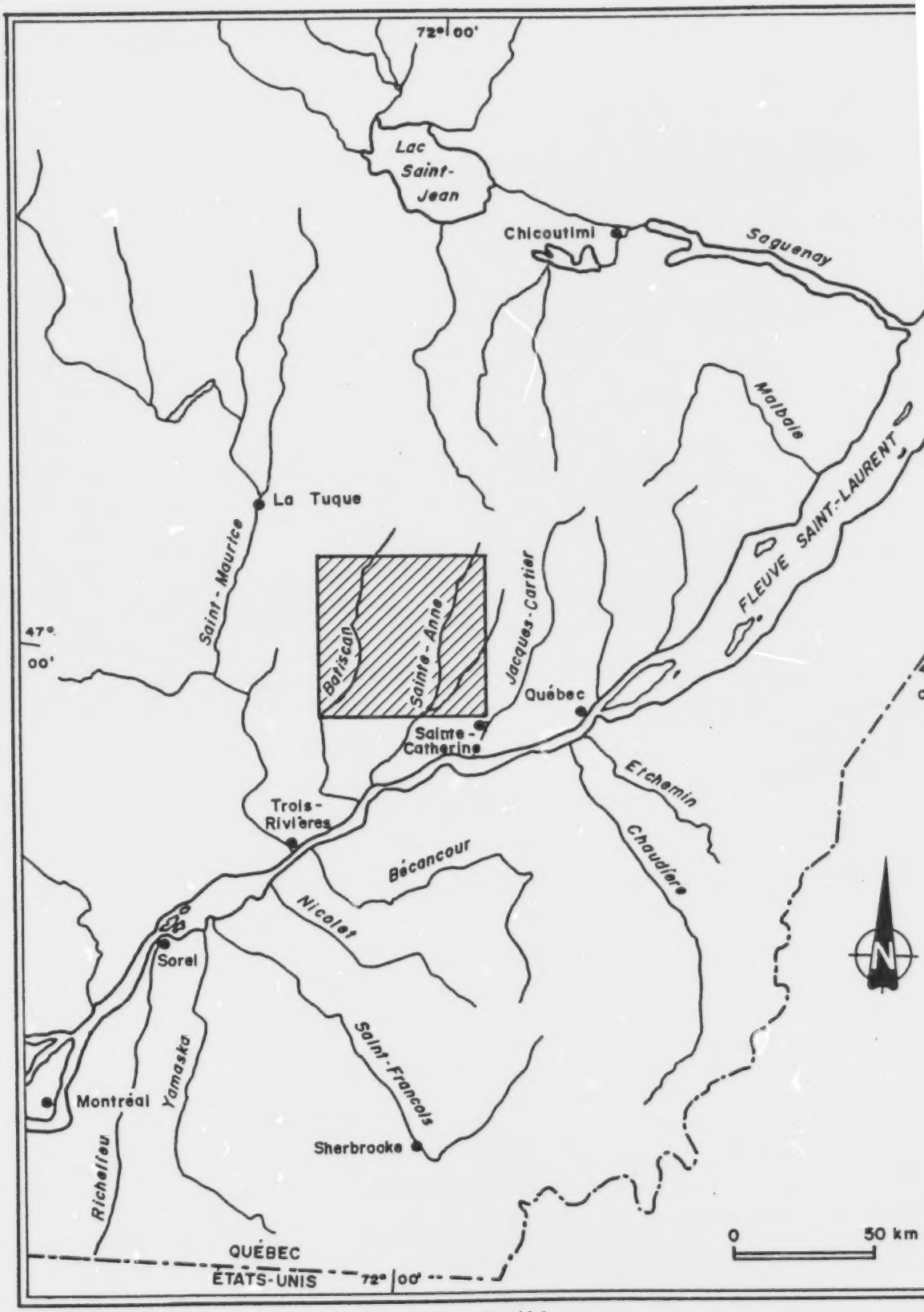


FIGURE I.1 Localisation de la région étudiée.

ments ou de roches carbonatées en amont de l'écoulement glaciaire. Dans le cas présent, aucun dépôt de ce genre ne se trouve à proximité. Pour les besoins de l'étude, on peut donc faire l'hypothèse que la nature des dépôts meubles s'apparente à la carte géologique présentée à la figure I.2.

Selon le rapport pédologique de Raymond et al. (1976), 50 pour cent de la superficie étudiée serait constituée de dépôts appartenant au groupe de Saint-Colomban. D'autre part, 30 pour cent de la superficie serait constituée d'affleurements rocheux, tandis que les 20 autres pour cent seraient associés au groupe de Saint-Agathe.

Les dépôts du groupe de Saint-Colomban se caractérisent par un till mince sur roc dérivé de la roche en place. Cette association comprend également des sols plus épais, mais plus caillouteux, des affleurements rocheux et des accumulations tourbeuses dans les dépressions.

Les dépôts du groupe de Sainte-Agathe s'apparentent à ceux de Saint-Colomban. La granulométrie de ces dépôts se caractérise par du sable ou du loam sableux et caillouteux. Ces sédiments forment un till acide également dérivé de la roche en place. L'épaisseur peut varier de quelques pouces à quelques pieds. On y retrouve des dépôts caillouteux sur le versant des collines laurentiennes. Le drainage est bon, tandis que les pentes varient de faibles à grandement valonnées.

La pédogénèse de la région est principalement caractérisée par le podzol humoferrique orthique où l'épaisseur des dépôts le permet. On y retrouve également des fibrosols dans les dépressions.

Végétation

C'est l'érablière à bouleau jaune et à hêtre qui prédomine à une altitude inférieure à 450 mètres. Les peuplements d'épinettes rouges et de pruches y jouent un rôle mineur. Par contre, à une altitude supérieure à ce seuil, c'est la sapinière à bouleau jaune qui domine.

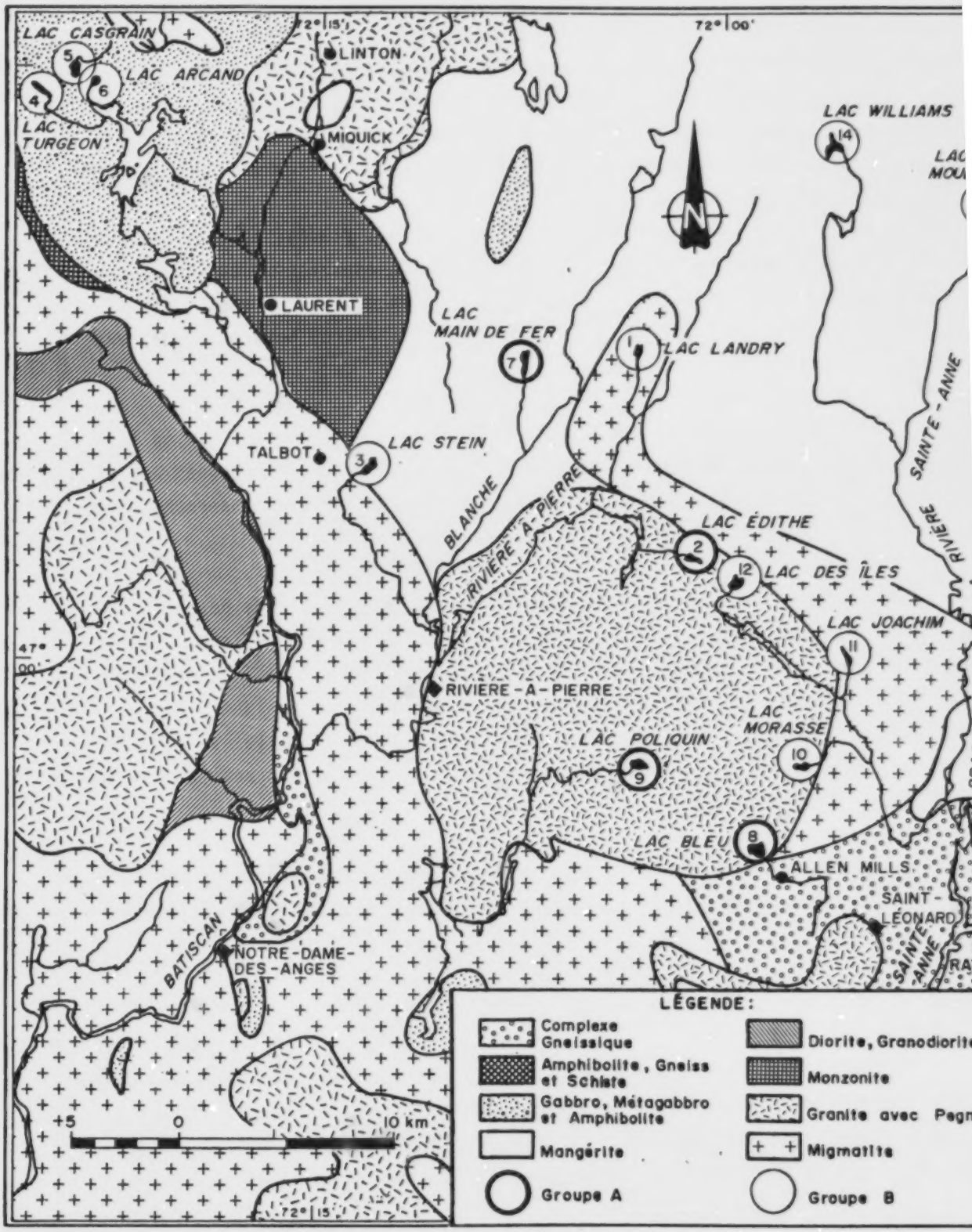


FIGURE I.2 Carte géologique du secteur de Rivière-à-Pierre.

Climatologie

La région de Portneuf reçoit en moyenne entre 1000 et 1200 mm de précipitation par année, dont 24 à 30 pour cent tombent sous forme de précipitation solide. Cette lame d'eau correspond à une hauteur de neige de 280 à 320 cm. Toutefois, le couvert nival dépasse rarement une épaisseur de 100 cm en raison des phénomènes de compaction, de fonte, de sublimation et de pluie. La température moyenne quotidienne de janvier s'établit autour de -12,5 °C, tandis que la température moyenne quotidienne de juillet oscille autour de 17,5 °C.

Pour les besoins d'une comparaison plus détaillée entre la variabilité physico-chimique et les variables physiques, nous avons produit une figure synthèse (figure I.3) qui présente, pour la période 1982-1983, la hauteur de neige au sol, les précipitations solides et liquides, les températures maximales et minimales, le débit de la rivière Sainte-Anne à 1,3 km en aval du barrage à Chute-Panet, ainsi que le pH et le dépôt de sulfates dans les précipitations humides. À l'exception du débit, toutes les mesures ont été réalisées à la station météorologique de Sainte-Catherine. Cette station s'avérait la plus rapprochée de la région étudiée. Nous faisons l'hypothèse que les conditions climatologiques enregistrées à la station Sainte-Catherine sont également représentatives des conditions existantes sur les bassins versants des lacs étudiés. Toutefois, il est possible que la température soit un peu plus froide et que la fonte sur les bassins versants étudiés soit survenue plus tard qu'à la station Sainte-Catherine, puisqu'on observe encore une crue importante sur la rivière Sainte-Anne au début du mois de mai 1983 alors que le couvert nival est disparu depuis la fin avril à la station météorologique.

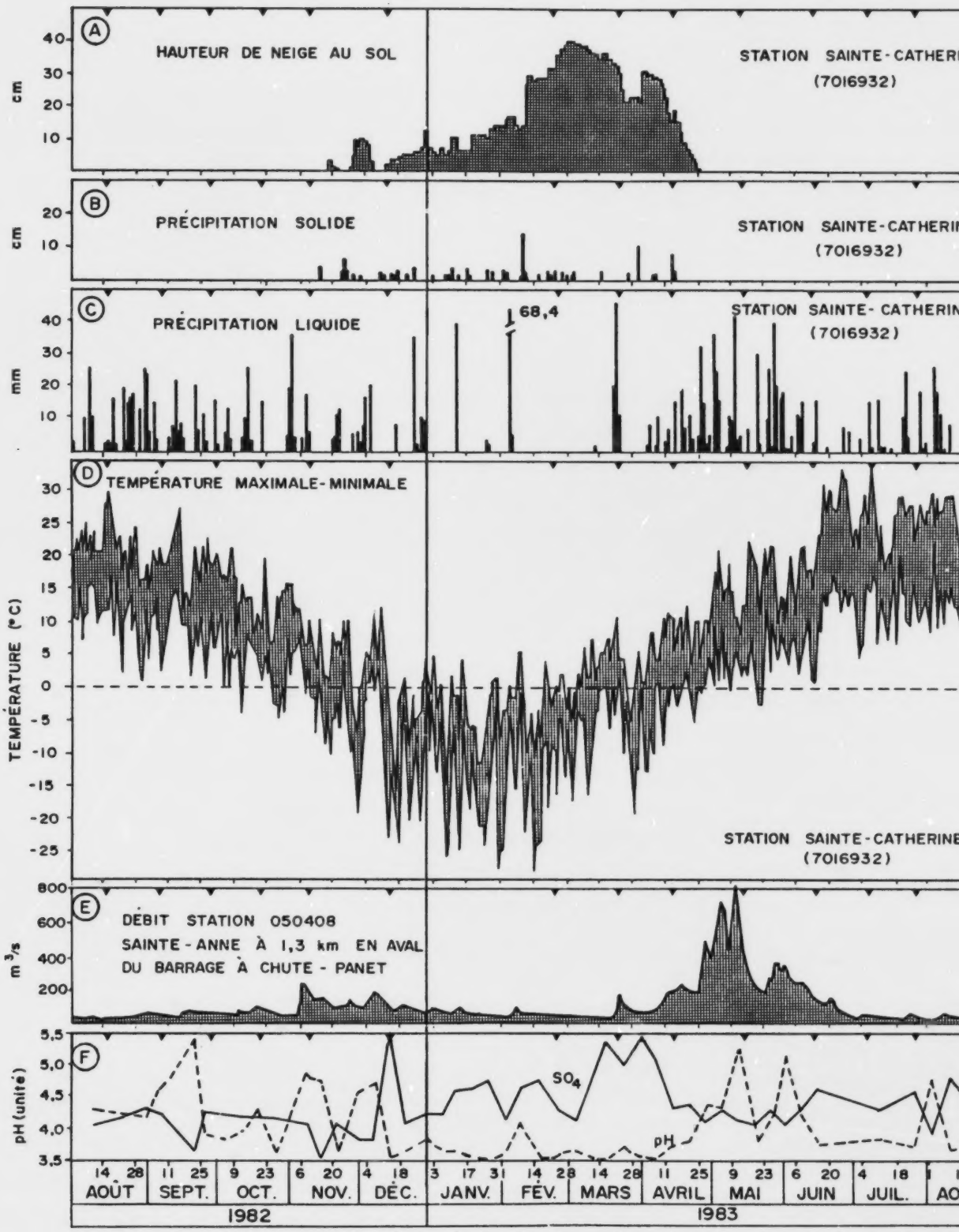


FIGURE I.3 Histogramme combinés de la hauteur de neige au sol, de la hauteur lame d'eau des précipitations liquides et solides reçues, des températures maximales et minimales, du débit et de la concentrati en ions hydrogène mesurée dans les précipitations humides.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

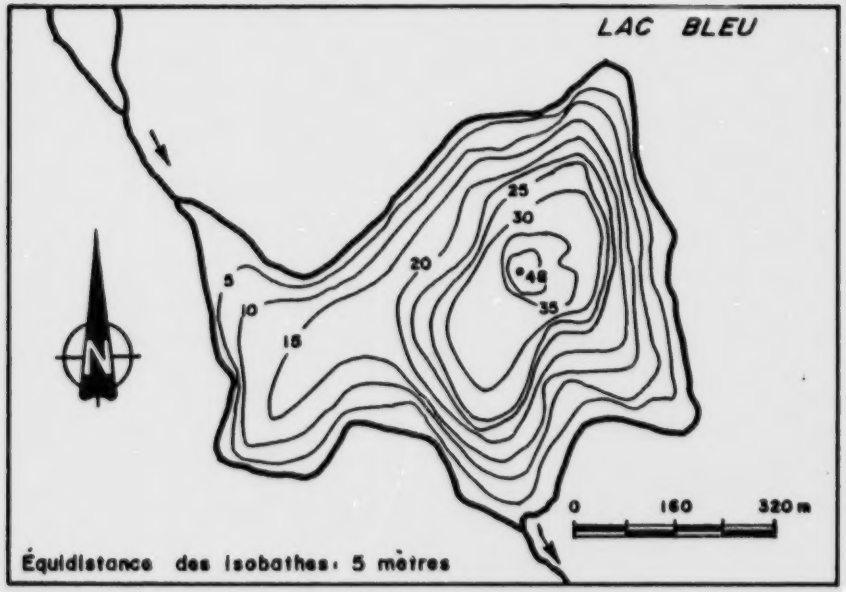
Dans ce chapitre, nous présentons les principales étapes qui ont mené à la sélection et à l'échantillonnage des lacs, ainsi que celles qui ont permis de valider les données recueillies lors de cet échantillonnage. Une brève revue des méthodes d'interprétation utilisées au cours de cette étude termine cette section.

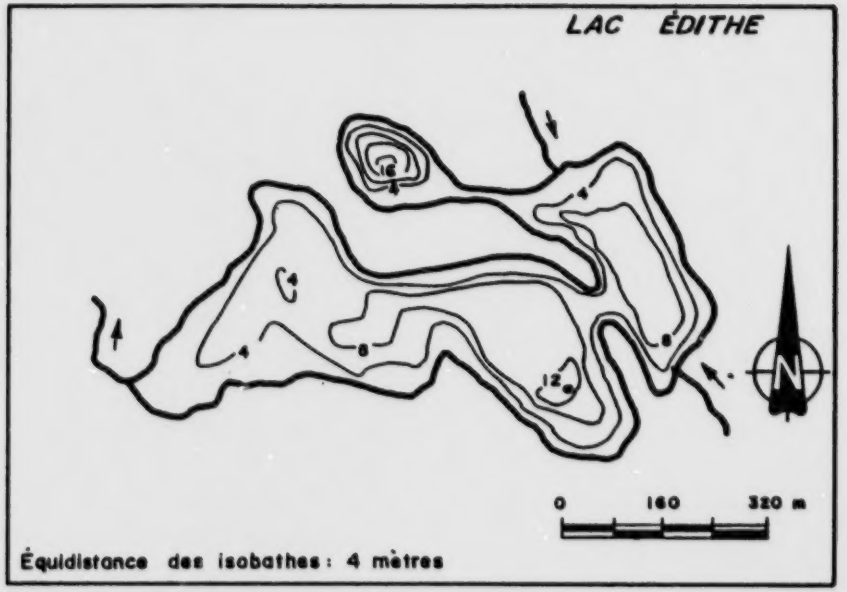
2.1 Sélection des lacs

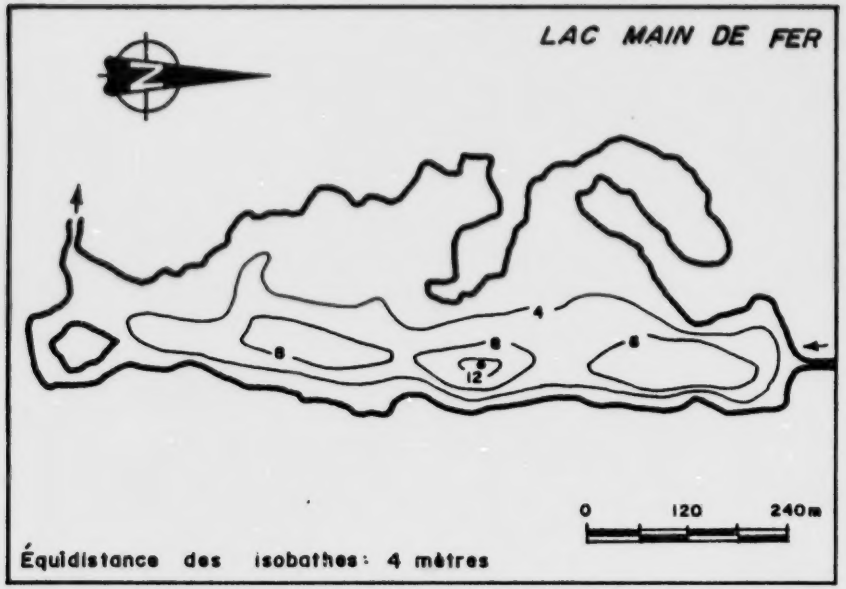
Dans le cadre des études biologiques sur la faune ichtyologique réalisées par Richard (1985), 35 lacs furent sélectionnés à partir de cartes topographiques à l'échelle 1:50000. Deux critères principaux étaient à la base de cette pré-sélection, soit l'accessibilité au lac, ainsi que la superficie du plan d'eau. Dans le cas du deuxième critère, seuls les lacs dont la dimension variait entre 10 et 25 hectares étaient considérés. La non-considération de lacs dont la superficie était inférieure à dix hectares s'explique par la probabilité accrue de conditions anoxiques. Par ailleurs, en raison du critère d'accessibilité, seuls 21 des 35 lacs échantillonnés s'avèrent des lacs de tête. On peut consulter Richard (1985) pour une description plus détaillée des 35 lacs.

Par la suite, 14 des 35 lacs échantillonés ont été considérés pour la réalisation d'un suivi physico-chimique. Le choix de ces 14 lacs a également été basé sur le critère d'accessibilité. De plus, les lacs furent choisis de façon à représenter toutes les conditions d'acidité. La localisation de ces 14 lacs sur la région étudiée est présentée à la figure II.1, tandis que leurs caractéristiques physiques et morphométriques sont affichées au tableau II.1.

Des 14 lacs retenus, nous avons formé deux groupes. Le premier, que nous nommerons A, regroupe les lacs Bleu, Poliquin, Édithe et Main de Fer. De ceux-ci, les lacs Bleu et Poliquin sont acides, le lac Édithe est moyennement acide et peu minéralisé, tandis que le lac Main de Fer est peu acide et plus minéralisé que les trois autres. La fréquence d'échantillonnage pour les







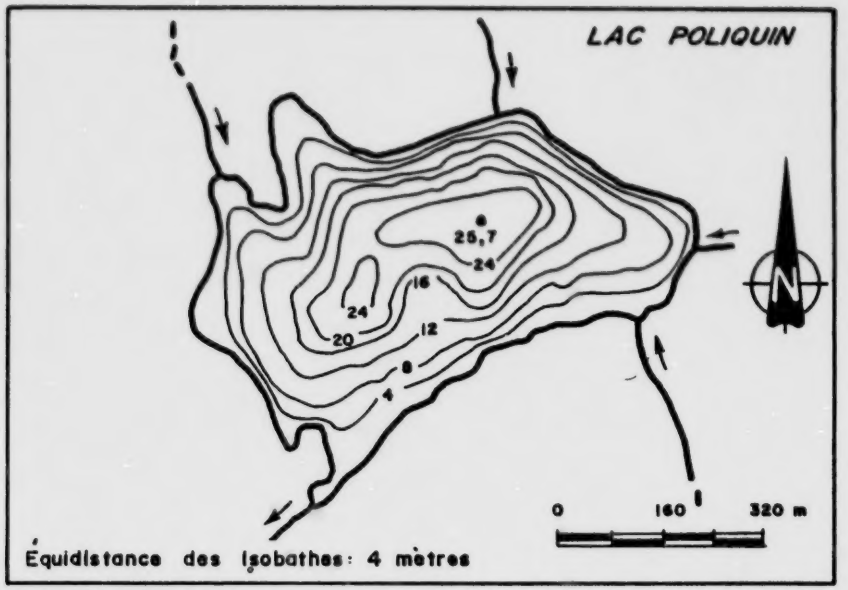


FIGURE II.3 Bathymétrie des lacs Bleu, Édithe, Main de Fer et Poliquin.

Tableau II.1 Caractéristiques morphométriques des lacs sur lesquels il y a eu une étude des populations piscicoles

Nom	No de référence	Zone UTM	Localisation UTM		Altitude du lac (mètre)	Superficie du lac (km)	Périmètre (km)	Développement de la ligne de rivage		Volume total ($m^3 \times 10^6$)	Profondeur moyenne (mètre)	Superficie du bassin versant (km)	Superficie lac / Superficie du bassin versant	Temps de renouvellement (année)[3]
			Est	Nord				Indice	Type					
Édithe [1]	8306	18	726400	5214300	408	,21	3,4	2,09	Elliptique	1,269	5,6	4,61	0,046	0,397
Main de Fer	8324	18	718200	5223200	392	,20	2,7	1,70	Semi-circulaire	0,624	4,0	2,87	0,070	0,313
Bleu	2540	19	273100	5200600	228	,30	2,5	1,28	Circulaire	5,165	17,1	7,15	0,042	1,041
Poliquin	6077	18	724100	5204400	347	,26	2,4	1,32	Circulaire	2,914	11,9	2,17	0,120	1,936
Joachim [2]	2519	19	277600	5209500	363	,16	5,5	3,87	Dendritique	0,449	2,7	23,06	0,007	0,028
Morasse	2532	19	275450	5204400	351	,13	2,1	1,64	Semi-circulaire	1,278	7,0	4,69	0,028	0,393
Moulineau	25631	19	284600	5230600	530	,14	2,8	2,11	Elliptique	0,237	1,7	41,97	0,003	0,008
William	7381	19	277800	5233700	500	,34	3,5	1,69	Semi-circulaire	1,712	4,9	70,94	0,005	0,035
Stein	8276	18	711200	5217900	290	,13	3,5	2,73	Semi-rectangulaire	0,594	2,8	17,91	0,007	0,048
Landry	8325	18	723550	5224000	438	,20	2,4	1,51	Semi-circulaire	1,058	4,3	9,30	0,022	0,164
Des Îles	7406	19	272550	5213050	424	,28	2,8	1,49	Circulaire	1,976	6,6	4,04	0,069	0,705
Casgrain	8329	18	696400	5235850	335	,21	2,2	1,35	Circulaire	1,735	8,4	2,12	0,099	1,180
Arcand	8336	18	697400	5235550	317	,16	1,9	1,33	Circulaire	1,031	6,9	1,05	0,152	1,415
Turgeon	8335	18	694850	5235050	378	,10	2,0	1,78	Semi-circulaire	0,600	4,8	1,09	0,092	0,793

1: Lacs du groupe A (échantillonnage aux trois à cinq semaines)

2: Lacs du groupe B (échantillonnage saisonnier)

3: Calculé avec un débit spécifique de $0,69 \times 10^6$ m^3 km^{-2} an^{-1}

lacs du groupe A a été répartie comme suit: aux trois semaines durant la période d'eau libre, aux cinq semaines entre le début de la prise des glaces et le début de la fonte, et finalement, aux trois semaines durant la fonte des neiges (Grimard, 1982). Le calendrier d'échantillonnage apparaît au tableau II.2. D'autre part, nous présentons le bassin versant de ces quatre lacs à la figure II.2 et leur bathymétrie à la figure II.3.

Le groupe B est composé des lacs Landry, Stein, Turgeon, Casgrain, Arcard, Morasse, Joachim, des Îles, Moulineau et Williams. Ils ont fait l'objet d'un échantillonnage saisonnier (tableau II.2) aux quatre événements hydrologiques suivants:

- homothermie automnale
- stratification thermique hivernale
- fonte des neiges/ homothermie printanière
- stratification thermique estivale

2.2 Protocole d'échantillonnage

Les échantillonnages ont été réalisés à l'endroit le plus profond du lac, ce point étant déterminé à partir de cartes bathymétriques. Pour les quatre lacs du groupe A, on a identifié les stations à l'aide d'une bouée pendant l'été et d'un sapin pendant l'hiver. À chacune des visites, les étapes suivantes ont été réalisées conformément au protocole d'échantillonnage de Grimard (1982):

- mesure de la transparence de l'eau à l'aide d'un disque de Secchi (en période d'eau libre);

- établissement des profils de température et d'oxygène dissous à l'aide d'un appareil Hydrolab. Les mesures ont été prises à partir d'un mètre du fond en remontant à tous les mètres dans la zone d'anoxie, et à tous les trois mètres dans le métalimnion et l'épilimnion;

- détermination des profondeurs d'échantillonnage à partir des profils de température. Ainsi, les prélèvements ont été effectués à un mètre du

Tableau II.2 Calendrier des campagnes d'échantillonnage pour le suivi physico-chimique des lacs de Portneuf

Groupe de lacs échantillonnés	Numéro de référence (Date)	Date d'échantillonnage	Temps écoulé depuis le dernier échantillonnage (semaines)
Groupe A	1	17-08-1982	-
	2	9-09-1982	3
	3	30-09-1982	3
	4	19,20-10-1982	3
	5	10-11-1982	3
	6	14-12-1982	5
	7a	22-02-1983	9
	7b	2-03-1983	10
	8	24-03-1983	3b - 4a
	9	13-04-1983	3
	10	16,18-05-1983	5
	11	14-06-1983	4
	12	7-07-1983	3
	13	27-07-1983	3
	14	17,18-08-1983	3
Groupe B	4	18,19,20,21-10-1982	-
	8	24-25-03-1983	
	10	18,26-05-1983	
	14	15,16,17,18-08-1983	

a: Lacs Édithe et Main de Fer
b: Lacs Bleu et Poliquin

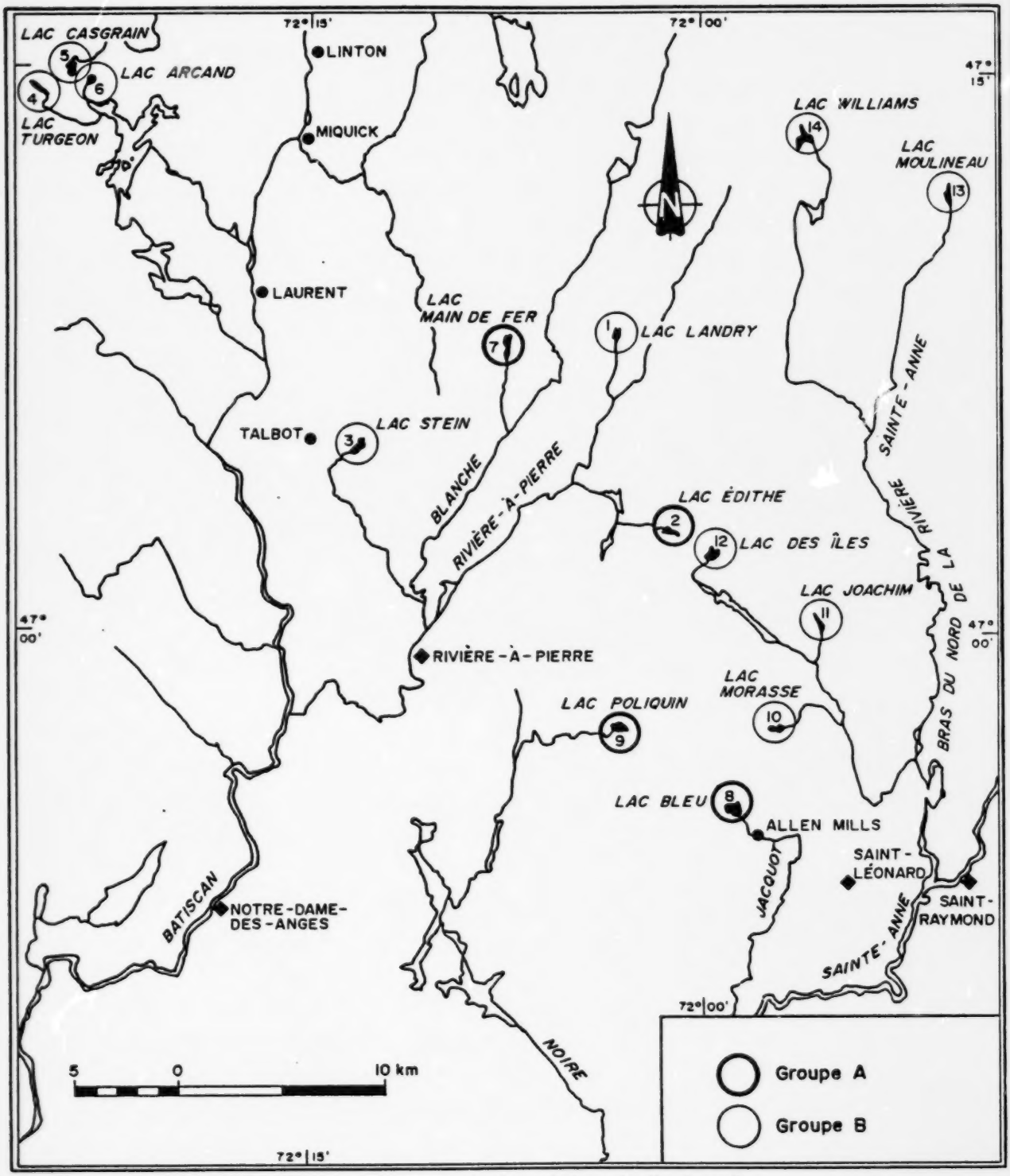


FIGURE II.1 Localisation des 14 lacs de la région de Portneuf.

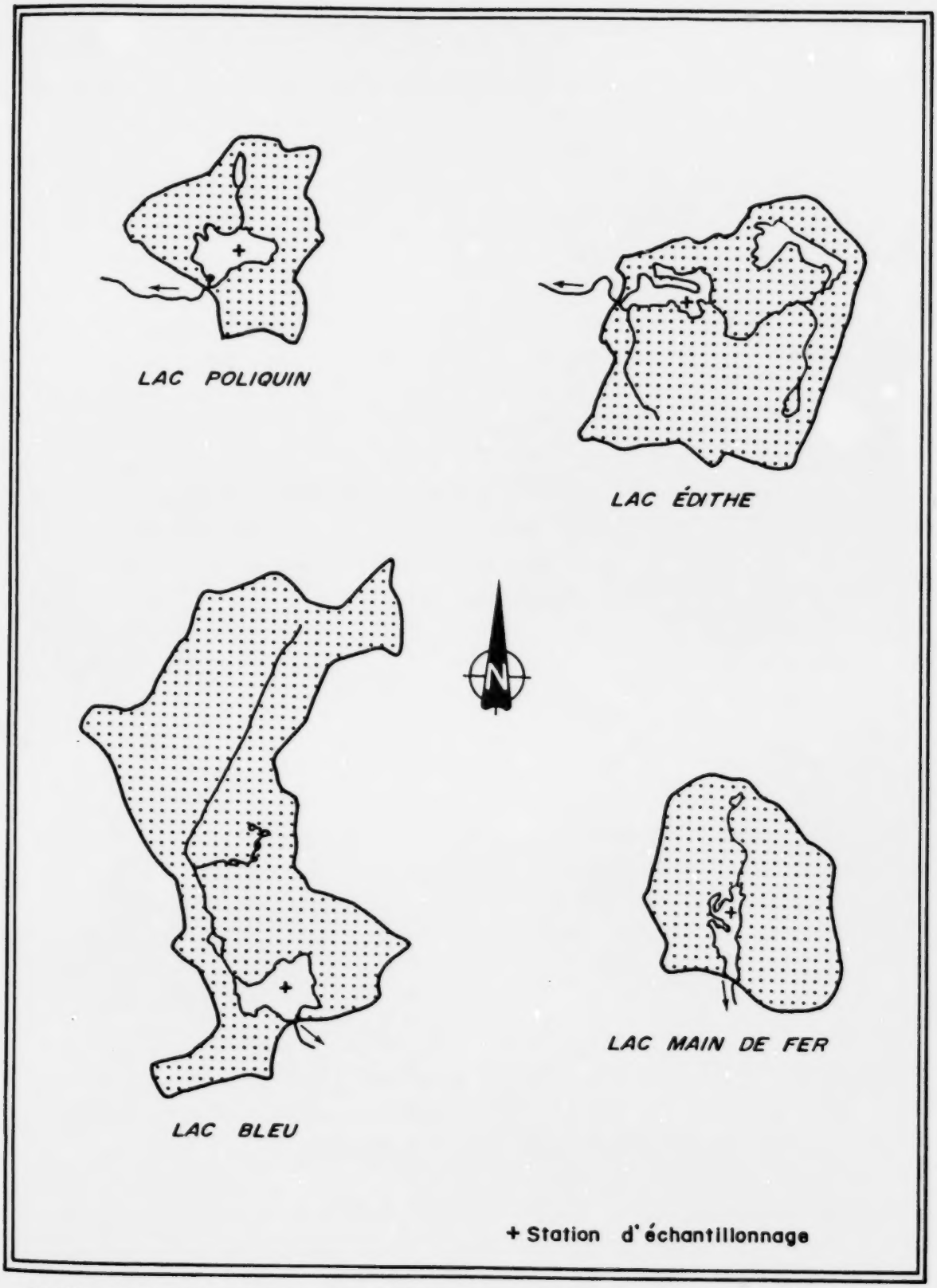


FIGURE II.2 Présentation des bassins versants des lacs Poliquin, Édithe, Bleu et Main de Fer.

fond, au centre du métalimnion et à un mètre de la surface. Dans le cas d'homothermie, un échantillon a été prélevé à un mètre du fond et de la surface ainsi qu'au centre de la colonne d'eau. Des échantillons supplémentaires ont été prélevés au centre de l'hypolimnion, lorsque celui-ci se trouvait à trois mètres et plus du fond et à plus de trois mètres de la surface;

- prélèvement des échantillons d'eau à l'aide d'un échantillonneur Kemmerer de quatre litres. Ces derniers ont été transvidés par la suite dans les bouteilles indiquées au tableau II.3, en prenant soin d'ajouter les préservatifs prescrits;

- prélèvement d'un échantillon d'eau intégré à l'aide d'une bouteille lestée, la profondeur d'échantillonnage étant égale à 1,5 fois la transparence du disque de Secchi durant la période d'eau libre et de cinq mètres sous couvert de glace;

- mesure du pH de chaque échantillon avec l'aide d'un pH mètre portatif de type Radiometer Copenhagen PHM80;

- mesure des sulfures au fond du lac lorsqu'il y avait anoxie.

La liste complète des paramètres analysés ainsi que la description de la méthode d'analyse, de la limite de détection et de la fidélité des analyses sont présentées à l'annexe 1.

2.3 Validation des données

Dans le but de détecter les valeurs aberrantes ou erreurs provenant de l'échantillonnage, de la transcription des données, de l'analyse en laboratoire ainsi que de la mise sur support informatique, nous avons procédé à la validation physico-chimique des données.

La validation physico-chimique repose principalement sur l'analyse des ions majeurs. Elle fait intervenir deux aspects; l'écart ionique représenté par l'écart relatif, exprimé en pourcentage, entre la somme des cations et la

Tableau II.3 Procédures d'échantillonnage pour les 14 lacs de la région de Portneuf

Volume (ml)	Identification des paramètres	Préservatif ou équipement requis	Code de la bouteille
1000	Conductivité, turbidité, couleur vraie, pH, tannins + lignines, TIC, carbone total, alcalinité, fluorures, Al, SO_4, Cl, SiO_2, acides forts (H^+)	Aucun préservatif	
125	NO_3, NH_4, NK, P total	Ajout de 0,5 ml H_2SO_4 8N	Nutriment
125	Fe, Mn, Ca, Mg, Na, K	Bouteille neuve lavée + 0,5 ml HNO_3 50:50	Métaux
250	H_2S	Bouteille de verre avec acétate de zinc	H_2S

1: Mesure seulement s'il y a anoxie

somme des anions, et l'écart de conductivité représenté par l'écart relatif, exprimé en pourcentage, entre la conductivité mesurée et la conductivité reconstituée. Le calcul de l'écart ionique est obtenu par la formule tirée de Bobée et al. (1982):

$$EI = \frac{2\ (CA - AN)}{CA + AN} \times 100 \qquad (2.1)$$

où EI = écart ionique (pourcentage)
CA = somme des cations (µéq/l)
AN = somme des anions (µéq/l)

De son côté, l'écart de conductivité peut être calculé à partir de l'équation tirée de Legendre et al. (1980):

$$ECON = \frac{(CONC - CONO)}{CONO} \times 100 \qquad (2.2)$$

où ECON = écart de conductivité (pourcentage)
CONO = conductivité observée (µS/cm)
CONC = conductivité calculée (µS/cm)

L'utilisation combinée de l'écart de conductivité et de l'écart ionique qui se traduit sous forme de cible de validation, permet de déterminer si les excès ou les déficiences en ions sont de nature cationique ou anionique. Ce traitement permet également de mettre en relief des aberrations ou des déficiences ioniques attribuables à l'absence de certains paramètres.

Selon la figure II.4, 89,3 pour cent des échantillons (352 cas) présentent des écarts ioniques ou des écarts de conductivité supérieurs à 25 pour cent, lorsqu'on considère les cations Ca^{++}, Mg^{++}, Na^{+}, K^{+}, H^{+}, NH_4^{+}, Fe^{++} et Al^{+++} (en faisant l'hypothèse que les métaux traces existent sous cette forme), et les anions HCO_3^{-}, SO_4^{--}, Cl^{-} et NO_3^{-}. La majorité de ces écarts serait attribuable à une déficience en anions. La présence d'anions organiques et inorganiques provenant de la dissociation des acides faibles pourrait être à l'origine de cette déficience, mais ce paramètre n'a pas été analysé.

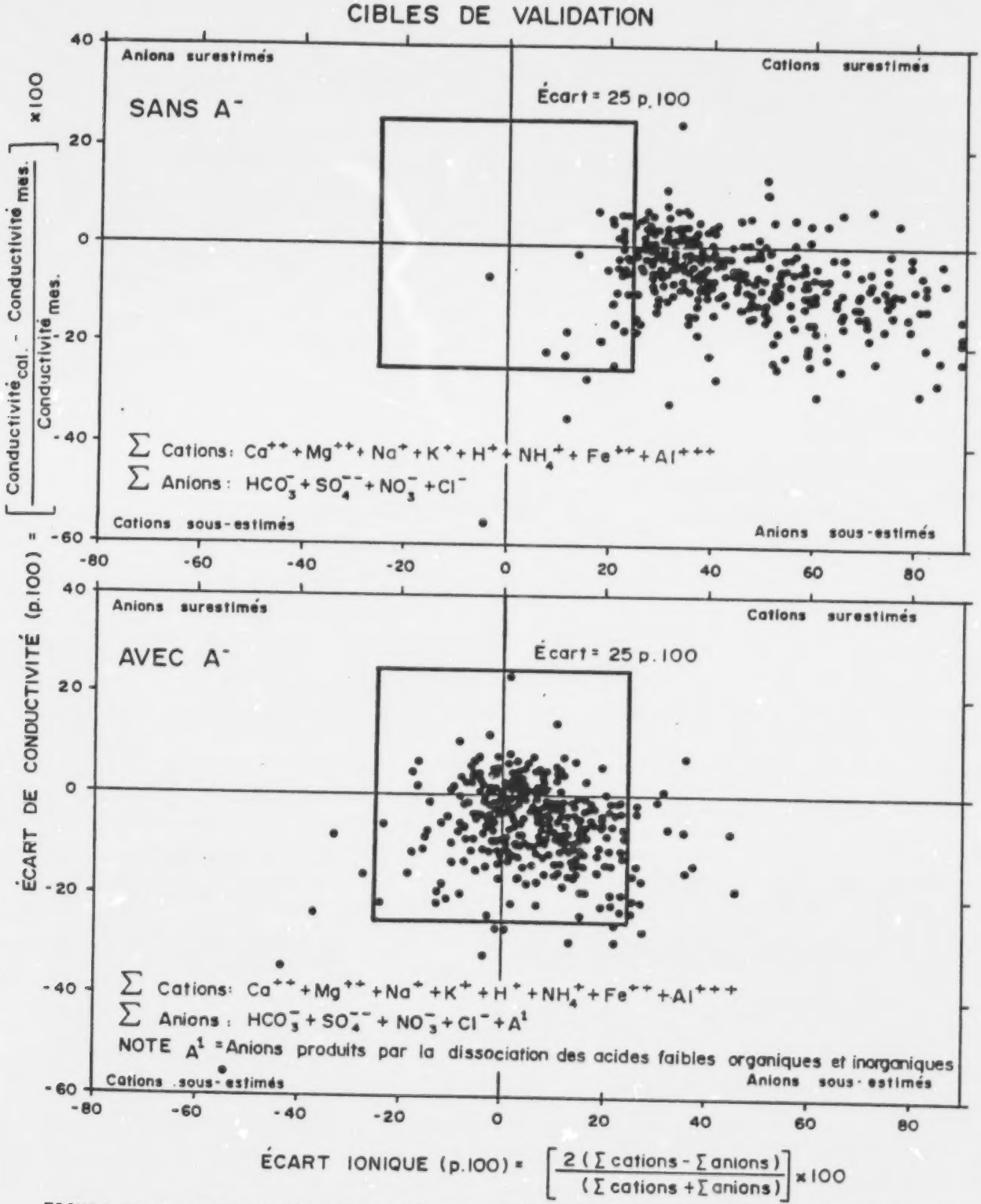


FIGURE II.4 Présentation des cibles de validation pour les données provenant de l'échantillonnage des 14 lacs de la région de Portneuf, pendant la période 1982-1983, avec ou sans considération des anions provenant de la dissociation des acides faibles.

Nous avons donc eu recours à une formule empirique tirée de Webb (1982) pour estimer cette contribution:

$$[A^-] = 4{,}75\,[COT] + 148\,[Al] + 71\,[NH_4] \qquad (2.3)$$

où $[A^-]$ = concentration d'anions provenant de la dissociation des acides faibles (µéq/l)
$[COT]$ = concentration de carbone organique total (mg/l C)
$[Al]$ = concentration d'aluminium filtré (mg/l Al)
$[NH_4]$ = concentration d'azote ammoniacal (mg/l N)

Les constantes associées à chacun des éléments de l'équation (2.3) représentent respectivement les contributions, exprimées en micro-équivalent par litre (µéq/l), produites par un milligramme de COT, d'aluminium et d'azote ammoniacal. En faisant intervenir cette nouvelle variable physico-chimique dans le bilan ionique, on note une nette amélioration dans l'ampleur des écarts. En effet, seuls 8,9 pour cent des échantillons présentent encore des écarts supérieurs à 25 pour cent. Nous avons vérifié chacun de ces 25 cas pour découvrir que les écarts étaient principalement associés à des conditions anoxiques, à la présence marquée de matière organique, à un pH faible ou à des erreurs de transcription.

Exception faite des erreurs de transcription et de la surestimation de certains cations, nous n'avons pas éliminé ou corrigé les échantillons dont les écarts dépassaient 25 pour cent.

2.4 Méthodes de traitement des données

Le traitement des données a été réalisé selon trois approches: les analyses graphiques, les analyses statistiques et les techniques de modélisation. Dans le cas des analyses graphiques, nous nous sommes principalement intéressés à la description de l'évolution spatiale, (en fonction de la profondeur du lac), et de l'évolution intra-temporelle des variables dans les différents lacs et à la comparaison de la physico-chimie de ces lacs avec les caractéristiques physiques et géologiques. Au niveau des analyses statistiques, nous avons considéré les analyses de corrélation pour définir les rela-

tions entre les diverses paires de paramètres, et les méthodes d'analyse multivariée pour déterminer les inter-relations entre les principales variables et les observations recueillies. Pour terminer, l'application de modèles nous permet de simuler le niveau actuel d'acidification par les acides forts et l'évolution temporelle de la physico-chimie.

3. DISTRIBUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES

Dans cette section, nous présenterons la distribution spatiale[1] et temporelle de 15 variables physico-chimiques: température, O_2, pH, H^+, alcalinité, SO_4^{--}, NO_3^-, NH_4^+, conductivité, SiO_2, Ca^{++}, Fe, Al, COD et couleur vraie. Le choix de ces variables a été fait de façon à offrir une vision générale des différents aspects de la qualité de l'eau des quatre lacs étudiés.

Seuls les quatre lacs du groupe A, les lacs Bleu, Édithe, Main de Fer et Poliquin, ont été considérés pour cette description. Ce choix est lié au plus grand nombre de données physico-chimiques disponibles par rapport aux lacs du groupe B.

3.1 Présentation de la distribution des isoplèthes

TEMPÉRATURE

Selon la figure III.1, la distribution des isoplèthes de température dans les eaux de surface des quatre lacs est essentiellement la même. On y note deux périodes d'homothermie caractéristiques des lacs dimictiques froids.

L'homothermie automnale des lacs Édithe et Main de Fer survient à la fin novembre, début décembre, alors que pour les lacs Bleu et Poliquin, elle survient en décembre. La raison de ce déphasage peut s'expliquer de trois façons. Premièrement, les deux derniers lacs sont situés plus au sud où la température légèrement plus élevée peut retarder le refroidissement des eaux de surface. Deuxièmement, les lacs Bleu et Poliquin sont plus profonds et peuvent donc emmagasiner plus d'énergie pendant l'été, ce qui pourrait permettre de maintenir une température supérieure à quatre degrés Celcius

---

[1] en fonction de la profondeur des lacs

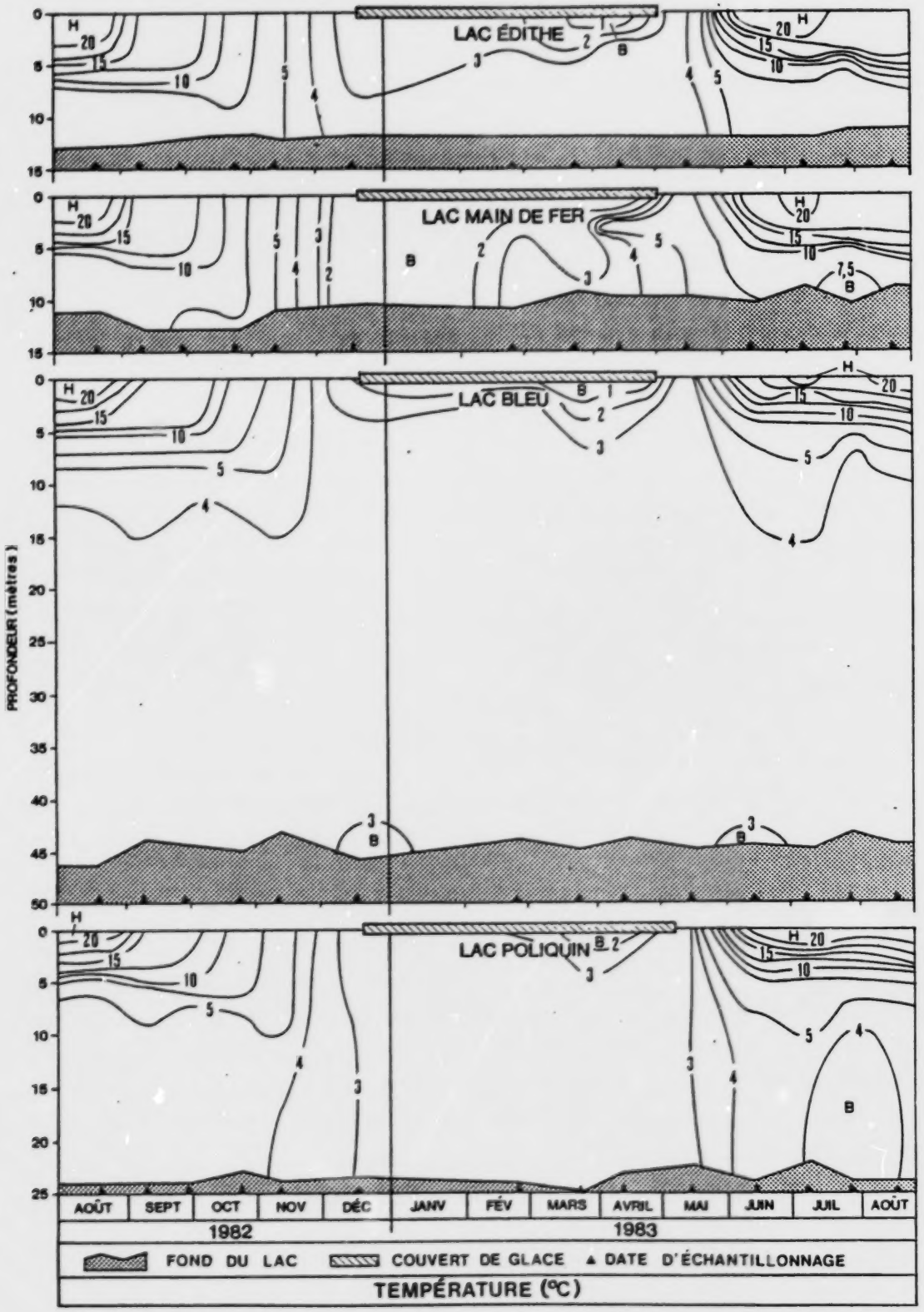


FIGURE III.1 Isothermes annuelles de la température en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

pendant une période plus longue. Finalement, l'exposition aux vents s'avère également un facteur important qui conditionne la période de circulation. L'autre période d'homothermie survient vers la mi-mai pour tous les lacs.

Parmi les autres constatations, on note; que le couvert de glace serait apparu vers la mi-décembre pour disparaître au début du mois de mai 1983, que la thermocline s'est maintenue entre quatre et six mètres de profondeur (peut-être plus pour le lac Main de Fer) et que, pour les lacs Bleu et Poliquin, la température dans l'hypolimnion s'est maintenue autour de 4 ^{o}C.

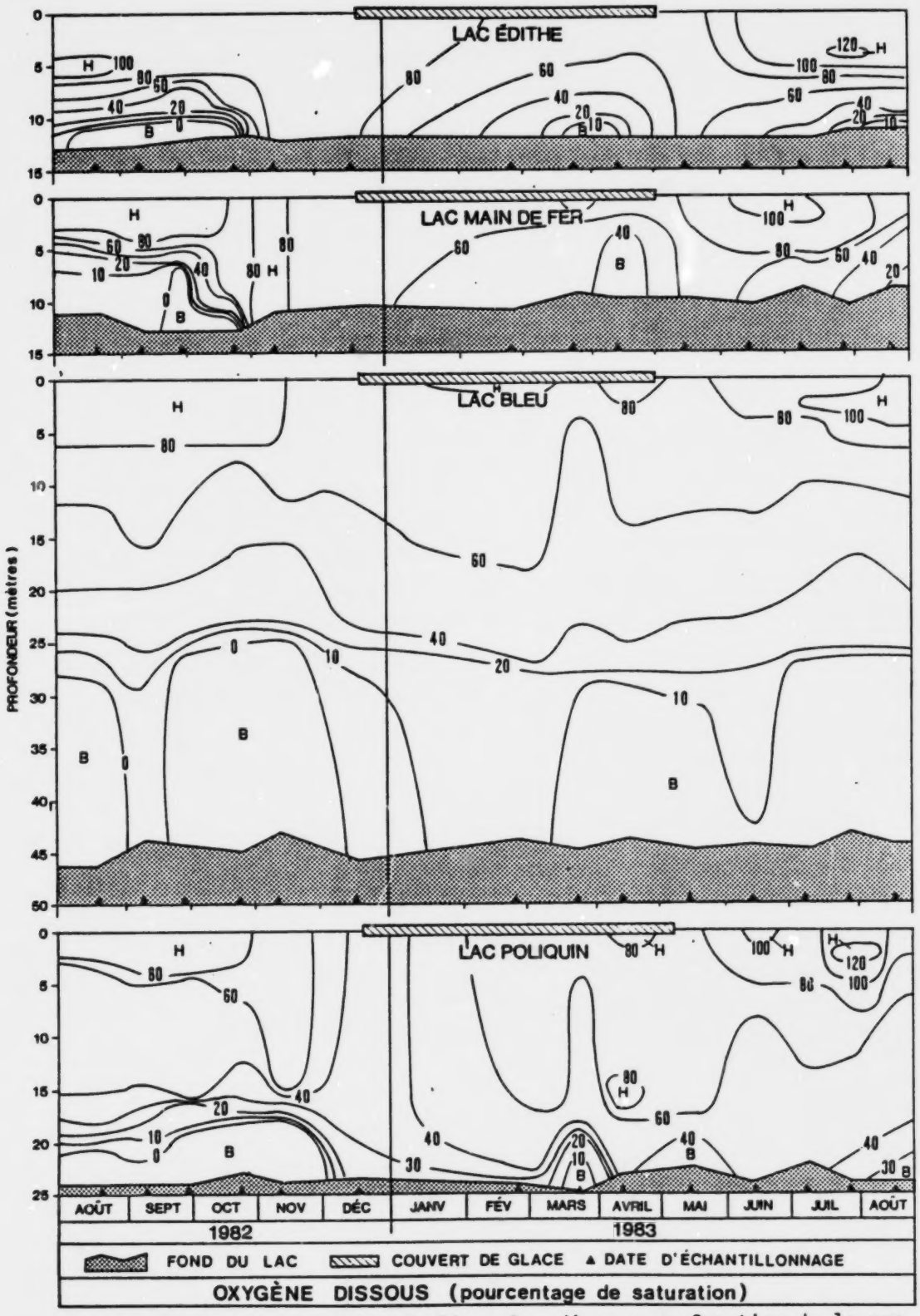
OXYGENE DISSOUS

La figure III.2 présente les isoplèthes annuelles du pourcentage de saturation en oxygène dissous pour les quatre lacs du groupe A. Selon celles-ci, le fond des lacs Édithe, Main de Fer et Poliquin était anoxique à partir de juillet 1982 jusqu'à l'homothermie automnale. Pour ces lacs, une deuxième période d'anoxie est survenue en mars ou en avril 1983. Quant au lac Bleu, la majeure partie de l'hypolimnion est demeurée anoxique durant toute la période d'échantillonnage. Dans ce cas, il semble que les périodes d'homothermie ne provoquent pas un mélange complet des eaux du lac.

En surface, les plus faibles teneurs en oxygène dissous sont observées en période d'homothermie et pendant l'hiver, tandis que les plus fortes valeurs se rencontrent pendant l'été. Ceci est dû à l'effet combiné d'une surface libre de glace et de la production de O_2 par les végétaux (algues, phytoplancton et macrophytes).

PH - H^+

La distribution du pH mesuré en laboratoire (figure III.3) montre qu'à la surface, les valeurs maximales sont survenues en été et que les plus basses ont surtout été observées en mars et en juin 1983 pour les lacs Bleu et Poliquin. Ce comportement est particulièrement évident lorsqu'on observe la distribution des teneurs en ions H^+ présentées à la figure III.4. En effet, les teneurs maximales en ions hydrogène, pour les lacs Bleu et



III.2 Isoplèthes annuelles de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

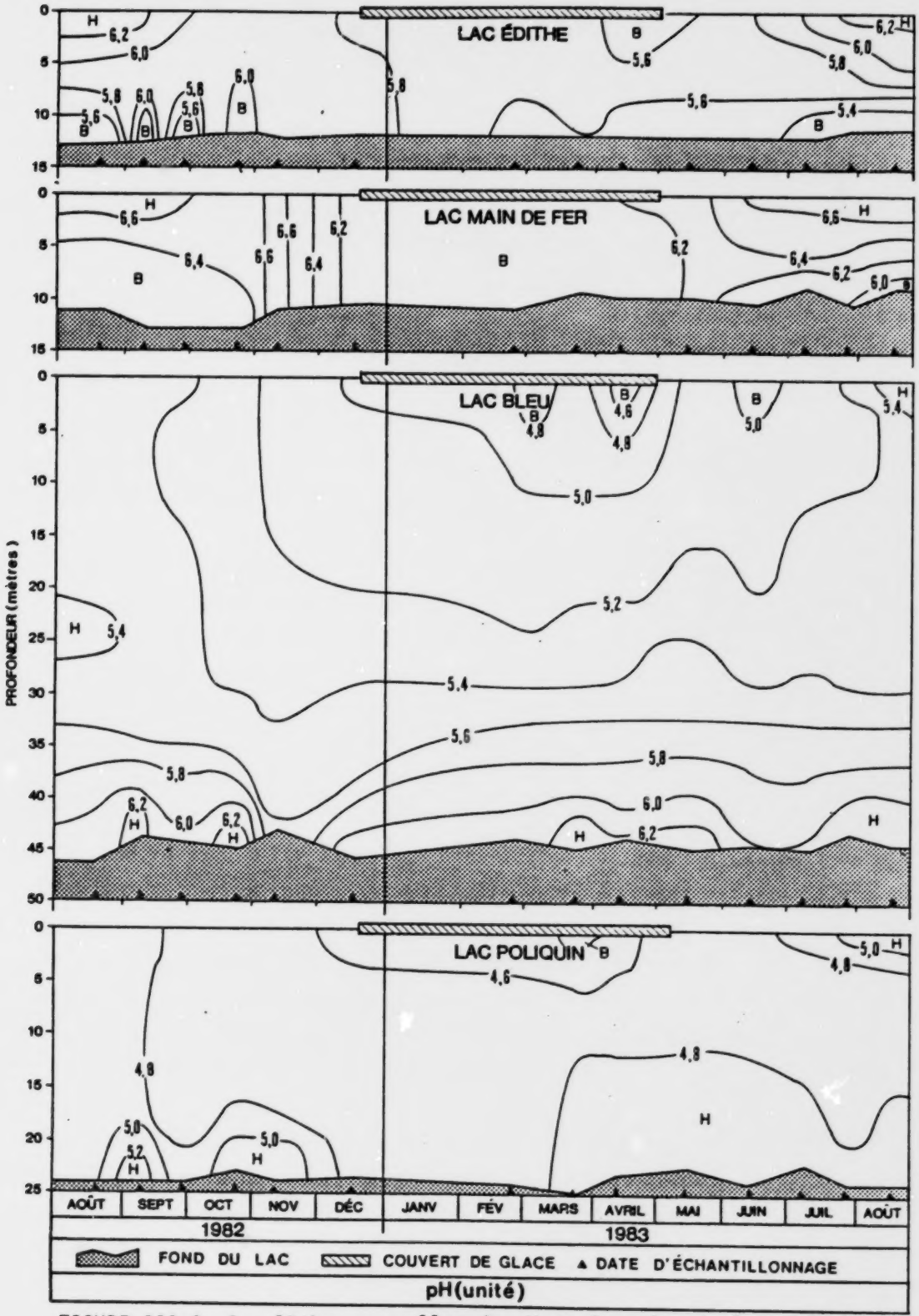


FIGURE III.3 Isoplèthes annuelles du pH en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

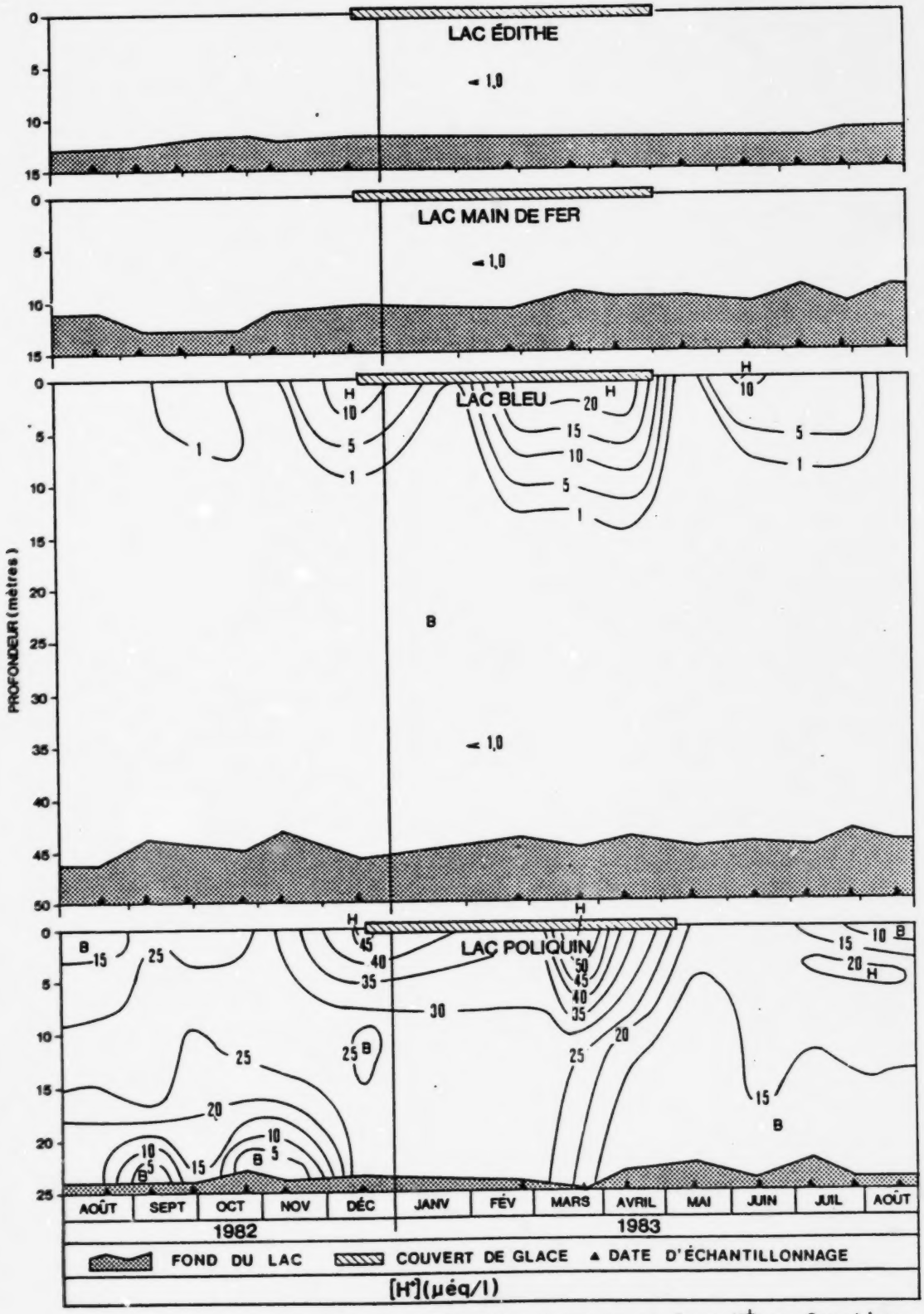


FIGURE III.4 Isoplèthes annuelles des teneurs en ions H^+ en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu Poliquin.

Poliquin, sont survenues pendant la fonte printanière (mars-avril) de 1983, mais elles sont surtout demeurées localisées à la surface. Il faut noter cependant, que Richard (1985) dans son étude des échantillons intégrés du lac Bleu, a observé le plus faible pH au mois de décembre 1982. Il attribue ce faible pH à un apport accru de sulfates dans les précicipations.

Les conditions d'acidité dans l'hypolimnion et au fond des lacs diffèrent selon que le lac est acide ou non acide. Ainsi dans le lac Édithe (lac moyennement acide), l'acidité augmente vers le fond (figure III.3) et ce comportement a été particulièrement marqué en début d'été 1983. Dans le lac Main de Fer (lac non acide), les amplitudes de pH sont moins prononcées, mais à l'été 1983, le pH est demeuré plus faible en profondeur. Le comportement du pH dans les lacs Bleu et Poliquin diffère grandement des deux autres. Ainsi, selon les figures III.3 et III.4,le pH du lac Bleu (lac acide) s'accroît en profondeur pour atteindre un maximum vers le fond. La figure III.4 présente un scénario similaire pour le lac Poliquin, bien que l'acidité soit élevée partout dans le lac. Ce comportement est dû à l'apparition de conditions réductrices vers le fond des lacs.

ALCALINITÉ

La figure III.5 met en évidence une augmentation de l'alcalinité totale vers le fond du lac. Par exemple, dans le lac Édithe, l'alcalinité atteint son niveau le plus bas pendant la fonte printanière (avril 1983), tandis que les plus grandes valeurs sont observées au fond et plus particulièrement dans les milieux anoxiques. Le lac Main de Fer réagit de façon similaire, bien que l'alcalinité soit en général plus élevée. Ainsi dans ce lac, les plus faibles valeurs d'alcalinité ont été observées à la surface pendant la fonte (mars 1983) et au mois de juin 1983.

L'alcalinité bicarbonate des lacs Bleu et Poliquin est nulle à la surface. Toutefois dans le cas du lac Bleu, l'alcalinité augmente rapidement dans l'hypolimnion pour atteindre de très fortes valeurs au fond du lac. De son côté, le lac Poliquin est caractérisé par une absence presque totale d'alcalinité bicarbonate. Seul le fond déroge à cette règle, puisqu'on y a

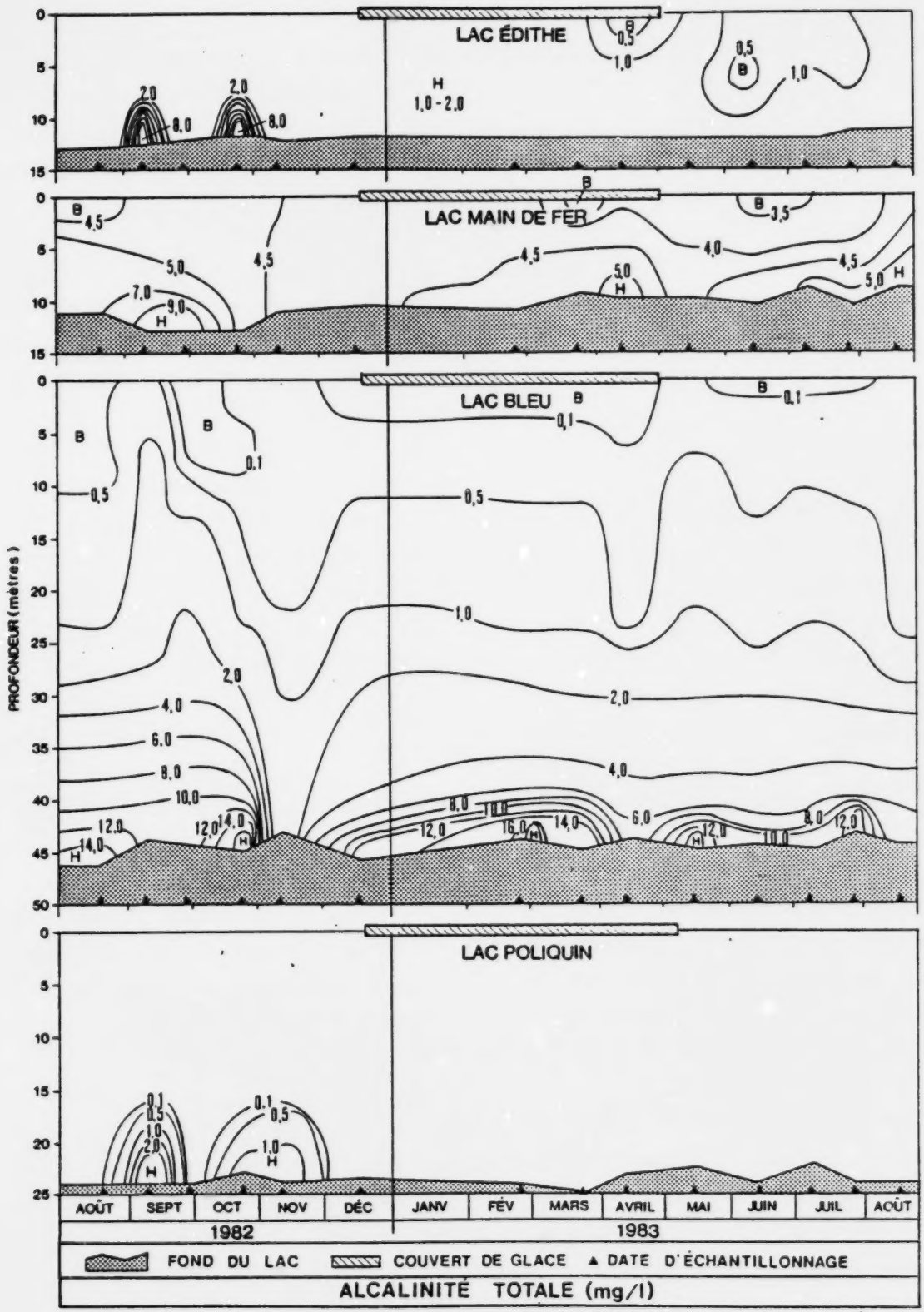


FIGURE III.5 Isoplèthes annuelles de l'alcalinité en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

observé des teneurs supérieures à zéro pendant l'automne 1982 alors que les conditions étaient réductrices.

SULFATES

Le comportement des sulfates à la surface des quatre lacs est passablement similaire. En effet, des teneurs élevées en sulfates ont été observées à deux reprises entre août 1982 et août 1983, soit l'une en octobre 1982 et l'autre en hiver 1983, plus particulièrement en février (figure III.6). On doit également mentionner que Richard (1985) a observé des teneurs appréciables de sulfates pendant le mois de décembre 1982 dans les échantillons intégrés recueillis lors du même échantillonnage. Fait à noter, les teneurs maximales sont presque essentiellement observées à la surface, les concentrations diminuant graduellement avec la profondeur. De plus, les concentrations de sulfates deviennent presque nulles pendant les périodes d'anoxie (milieu réducteur). Dans de telles conditions, les composés de soufre se présentent sous forme de H_2S ou de FeS. Ces conditions sont surtout observées dans le lac Bleu.

L'examen de la figure I.3 peut nous apporter certains renseignements supplémentaires sur l'origine des sulfates. À la case F de cette figure, nous présentons l'évolution du pH et des dépôts de sulfates hebdomadaires dans les retombées humides provenant de la station Sainte-Catherine du réseau REPQ. Selon la figure I.3 et la distribution des sulfates présentée à la figure III.6, l'augmentation des teneurs en SO_4 dans les dépôts est généralement suivie, peu de temps après, par une hausse des sulfates dans les lacs lorsque les précipitations ne se traduisent pas par une augmentation du débit. Par exemple, les hausses de sulfates enregistrées dans les dépôts humides aux mois de septembre 1982 et février 1983 sont toutes deux suivies d'une hausse des concentrations de sulfates dans les lacs. Par contre, les fortes charges de sulfates reçues en novembre et décembre 1982 et en mai et juin 1983 n'ont pas été observées dans les lacs. Ceci s'explique par le fait que ces charges de sulfates étaient accompagnées de fortes précipitations ou par la fonte des neiges, comme l'indiquent les hausses de débit sur l'hydrogramme de la figure I.3, ce qui a pour effet de diluer les charges de sulfates reçues.

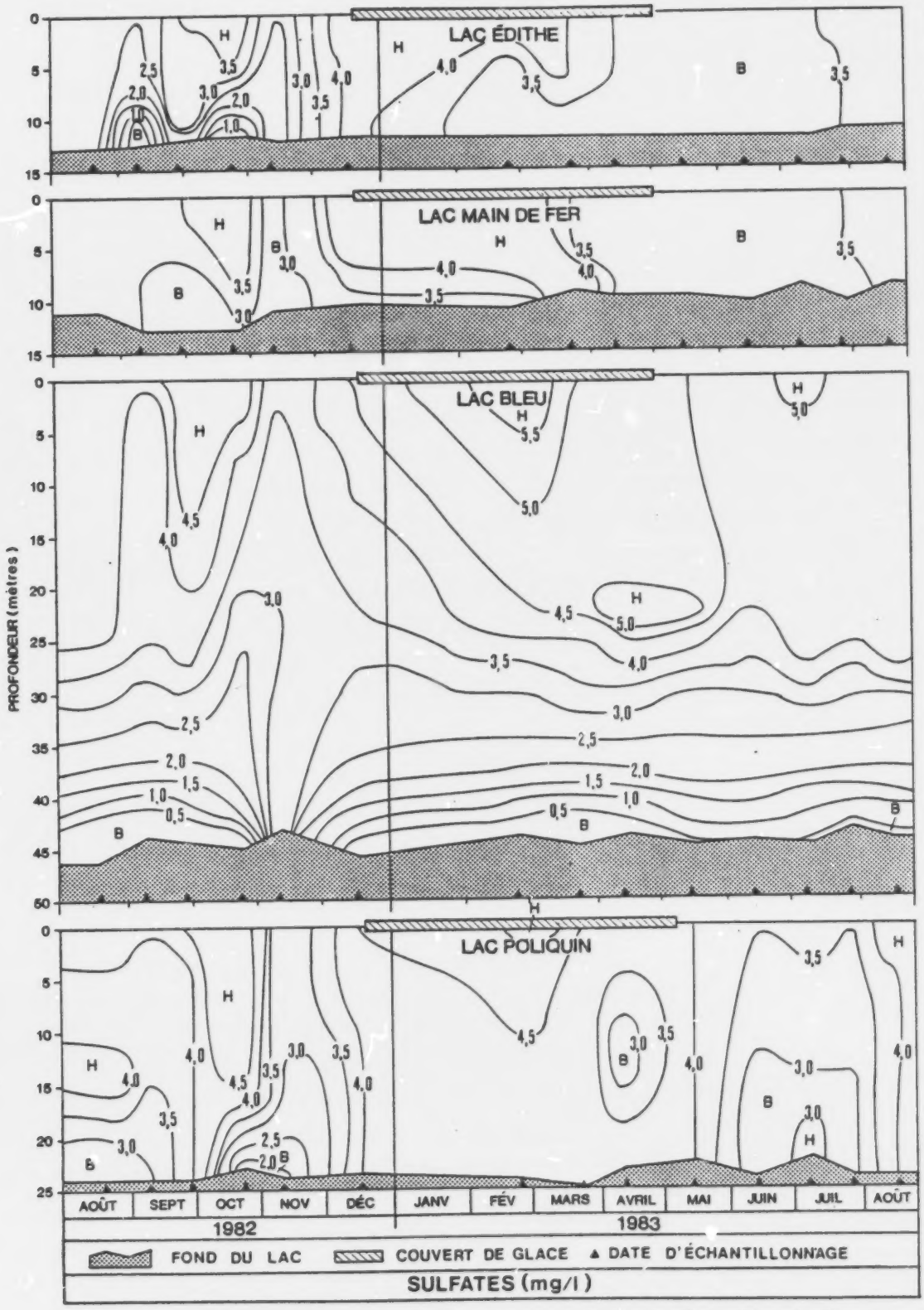


FIGURE III.6 Isoplèthes annuelles des sulfates en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

NITRATES + NITRITES, AZOTE AMMONIACAL

Le comportement des nitrates + nitrites diffère passablement de celui des sulfates, bien que les concentrations maximales de NO_x aient également été observées en surface pendant la période de fonte des neiges (mars 1983) et à la surface du lac Bleu au mois de décembre 1982 (figure III.7). Les plus faibles valeurs de nitrates + nitrites sont généralement survenues dans l'épilimnion des lacs pendant l'été 1983. Ce comportement est attribuable à la mobilisation rapide de ce nutriment par les organismes végétaux pendant la période estivale.

Le cas du lac Bleu est particulier. En fait, selon la figure III.7, des concentrations élevées en nitrates sont observées au milieu de l'hypolimnion. lesquelles diminuent graduellement en direction du fond ou de la surface. Ce comportement peut s'expliquer de deux façons. Tout d'abord, la baisse des nitrates en direction de la surface, qui s'observe en période d'activité biologique (mai à novembre), est attribuable à l'assimilation du NO_3 par les organismes biologiques (phytoplancton, macrophytes, etc.). Par contre, la baisse des teneurs en nitrates vers le fond est plutôt attribuable à la spéciation des composés d'azote. Ainsi dans l'hypolimnion oxygéné, l'azote existe principalement sous la forme de nitrates ou de nitrites et l'azote ammoniacal y est presque inexistant (figure III.8). D'un autre côté, l'azote total se présente principalement sous la forme ammoniacale dans les milieux anoxiques du fond du lac où les nitrates sont presque totalement absents. Par ailleurs, on note de légères hausses de NH_4^+ à la surface des lacs Édithe, en avril 1983, et Bleu, en décembre 1982. Il faut également noter que les teneurs en azote ammoniacal sont légèrement plus faibles pendant la saison estivale.

CONDUCTIVITÉ

Selon la figure III.9, la conductivité mesurée à la surface des quatre lacs de la région de Portneuf est généralement plus élevée pendant l'hiver, en raison d'une contribution accrue des eaux minéralisées provenant de l'écoulement de base en rivière. Il faut toutefois mentionner la présence

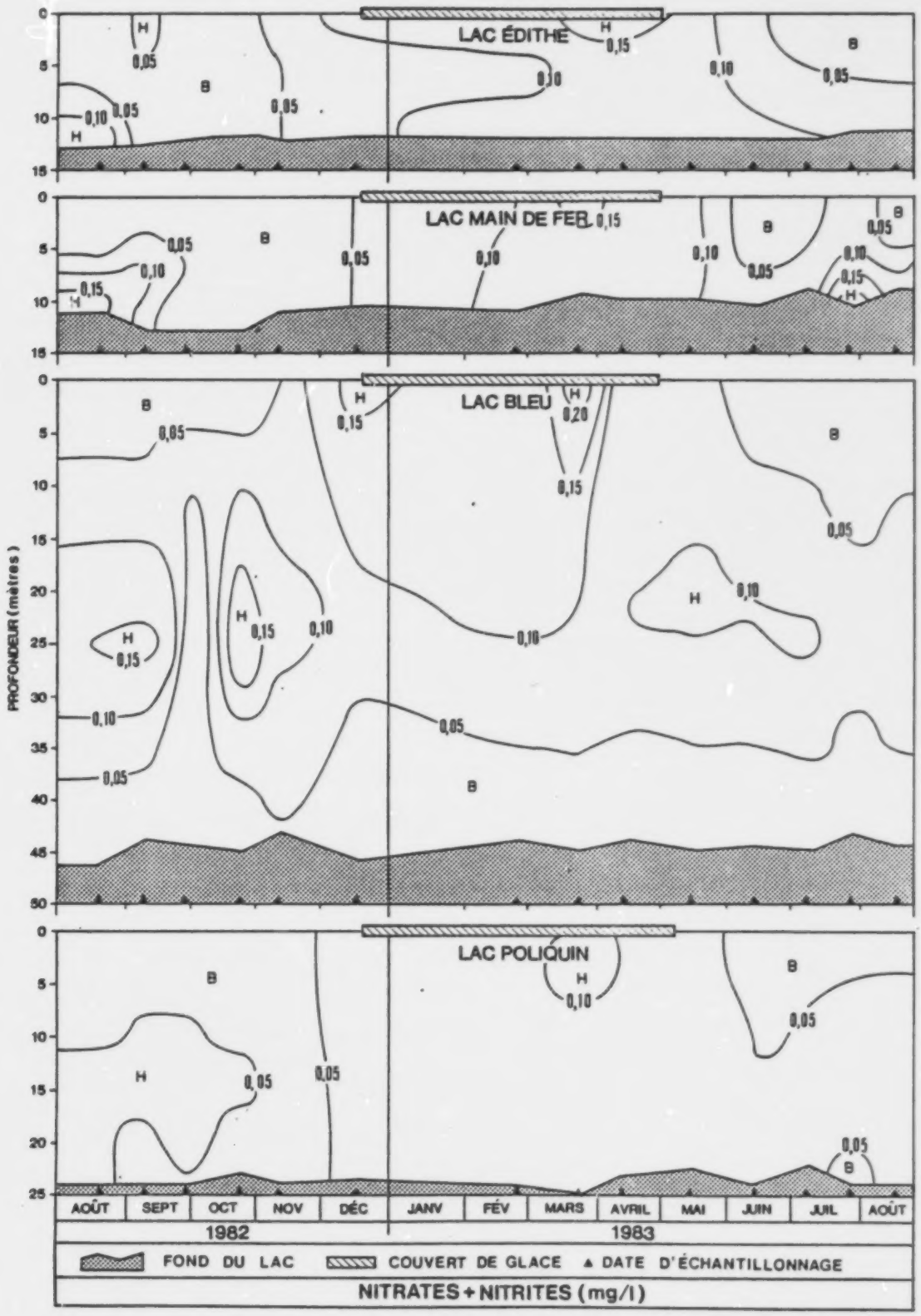


FIGURE III.7 Isoplèthes annuelles des nitrates + nitrites en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

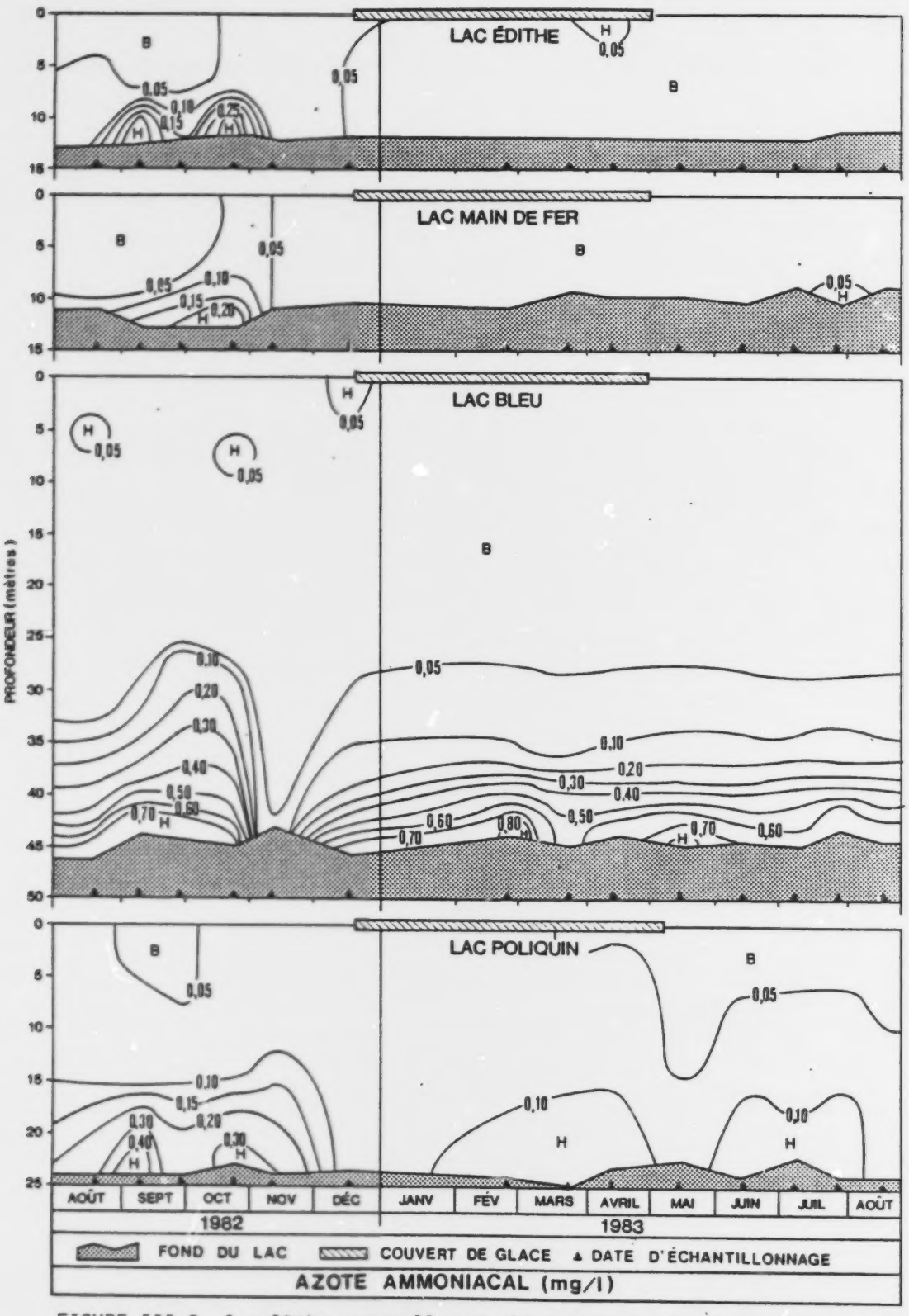


FIGURE III.8 Isoplèthes annuelles de l'azote ammoniacal en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

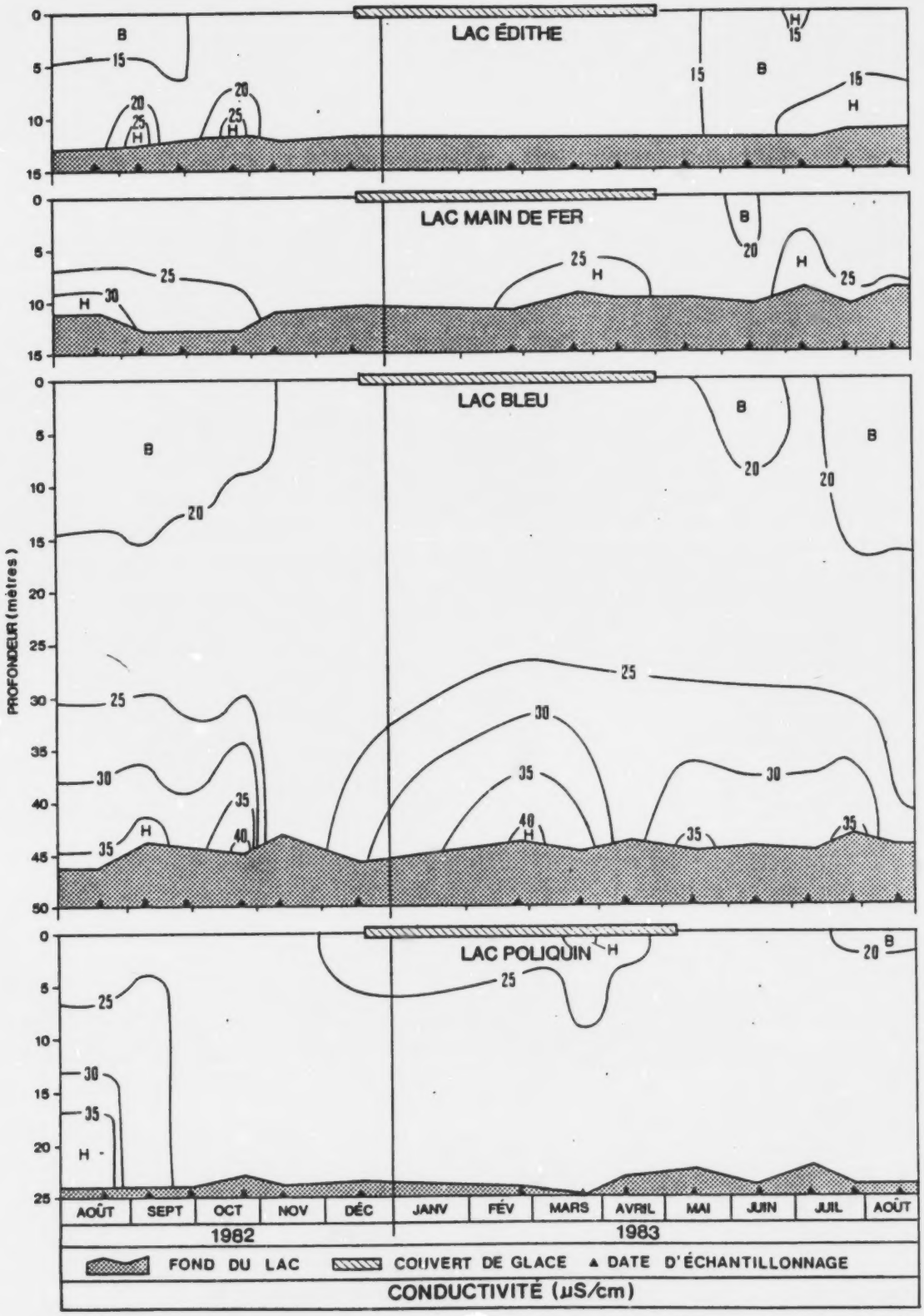


FIGURE III.9 Isoplèthes annuelles de la conductivité en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

d'une légère hausse de conductivité à la surface du lac Bleu, pendant la fonte des neiges survenue en mars 1983. Outre ces aspects, on note que la conductivité est généralement plus élevée au fond des lacs et plus particulièrement dans les milieux réducteurs. À ces endroits, la conductivité peut dépasser 40 µS/cm, tandis qu'à la surface, les valeurs dépassent rarement 20 µS/cm.

SILICE

La considération de la silice est importante en tant qu'indice de minéralisation, puisque cet élément provient presque exclusivement du milieu naturel (dissolution des silicates). Ainsi selon la figure III.10, la silice mesurée à la surface des lacs varie de façon similaire à la conductivité, les teneurs étant plus élevées pendant l'hiver et plus faibles à l'été. Fait à noter, contrairement à la conductivité qui augmente à la fonte des neiges, les teneurs en silice diminuent légèrement pendant cette même période. Ceci suggère qu'il y aurait eu dilution des eaux minéralisées provenant de l'écoulement de base. D'autre part, les teneurs en silice augmentent graduellement vers le fond (exception faite des périodes d'homothermie) pour atteindre des valeurs supérieures à 6 mg/l. Selon Wetzel (1975), l'augmentation graduelle des teneurs en silice est associée à une assimilation intense du SiO_2 par les algues diatomées dans l'épilimnion, d'où les plus faibles teneurs observées en surface, et à une sédimentation de ces diatomées vers le fond du lac.

CALCIUM

Le calcium varie de façon similaire à la conductivité et à la silice. Les teneurs en calcium sont donc plus élevées en hiver, tandis que les concentrations augmentent généralement vers le fond du lac (figure III.11) et ce, en toute période de l'année à l'exception des périodes d'homothermie.

ALUMINIUM

Les teneurs en aluminium varient peu dans les lacs Édithe et Main de Fer (figure III.12). Cette faible variabilité ainsi que les faibles

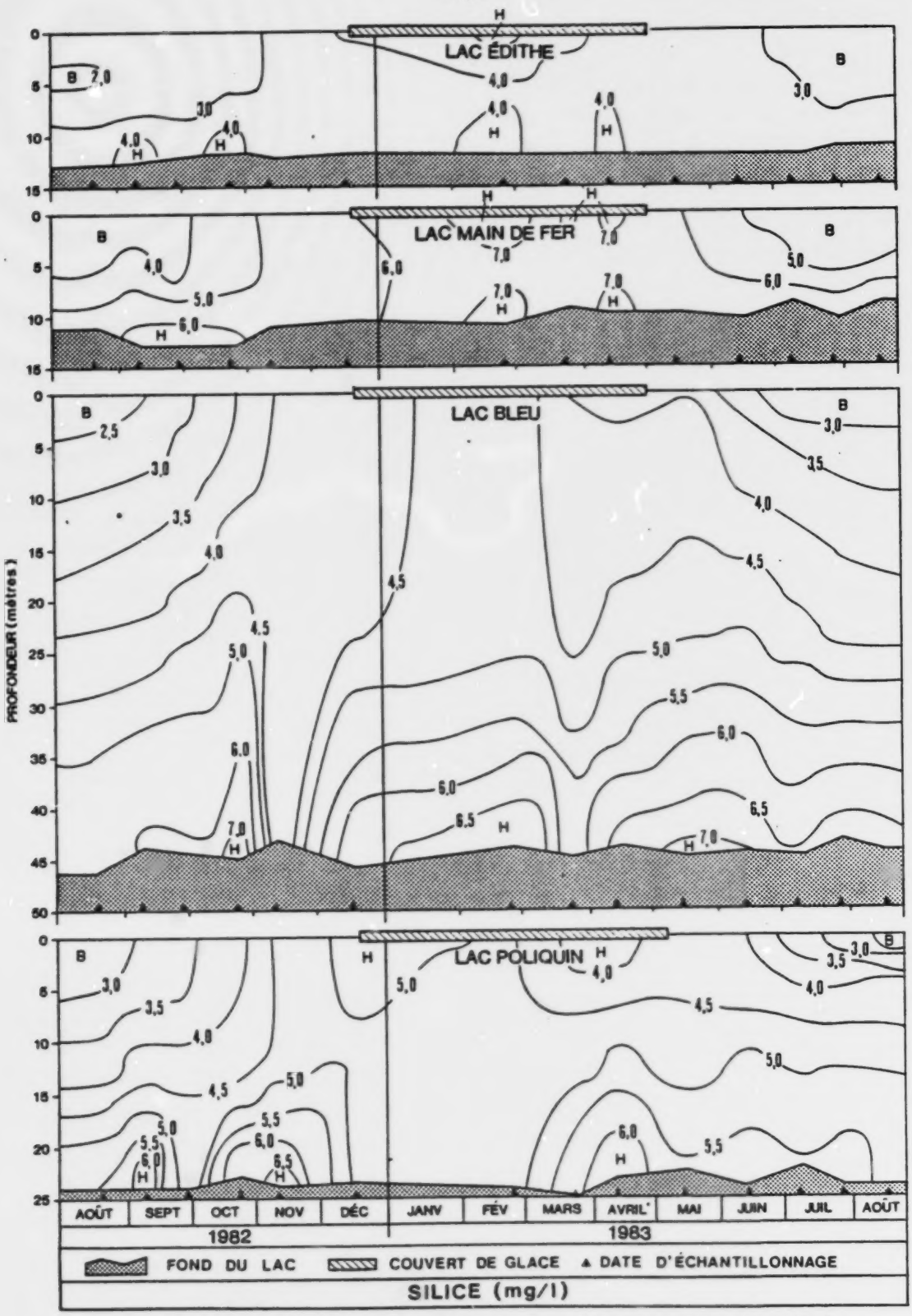


FIGURE III.10 Isoplèthes annuelles de la silice en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

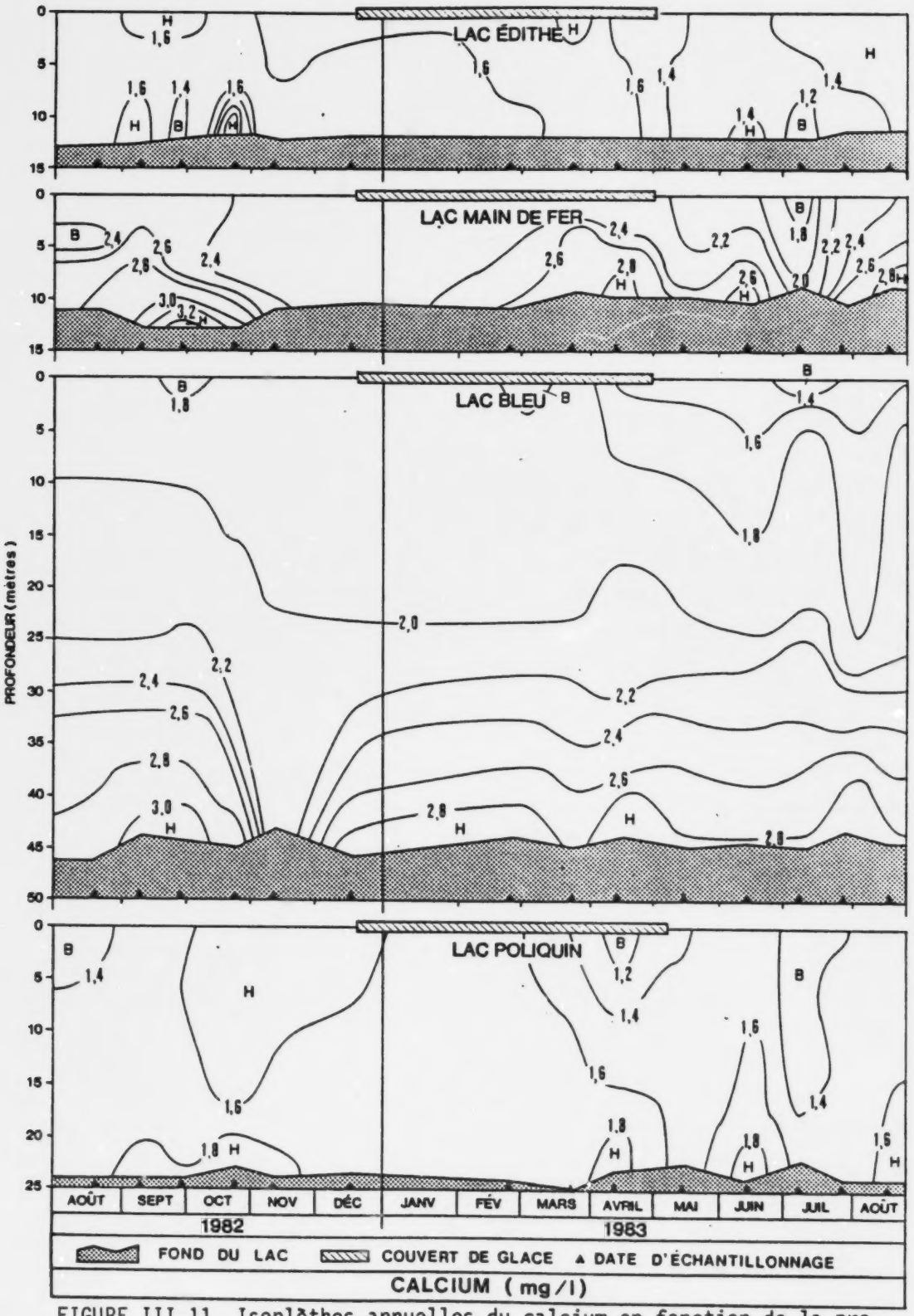


FIGURE III.11 Isoplèthes annuelles du calcium en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

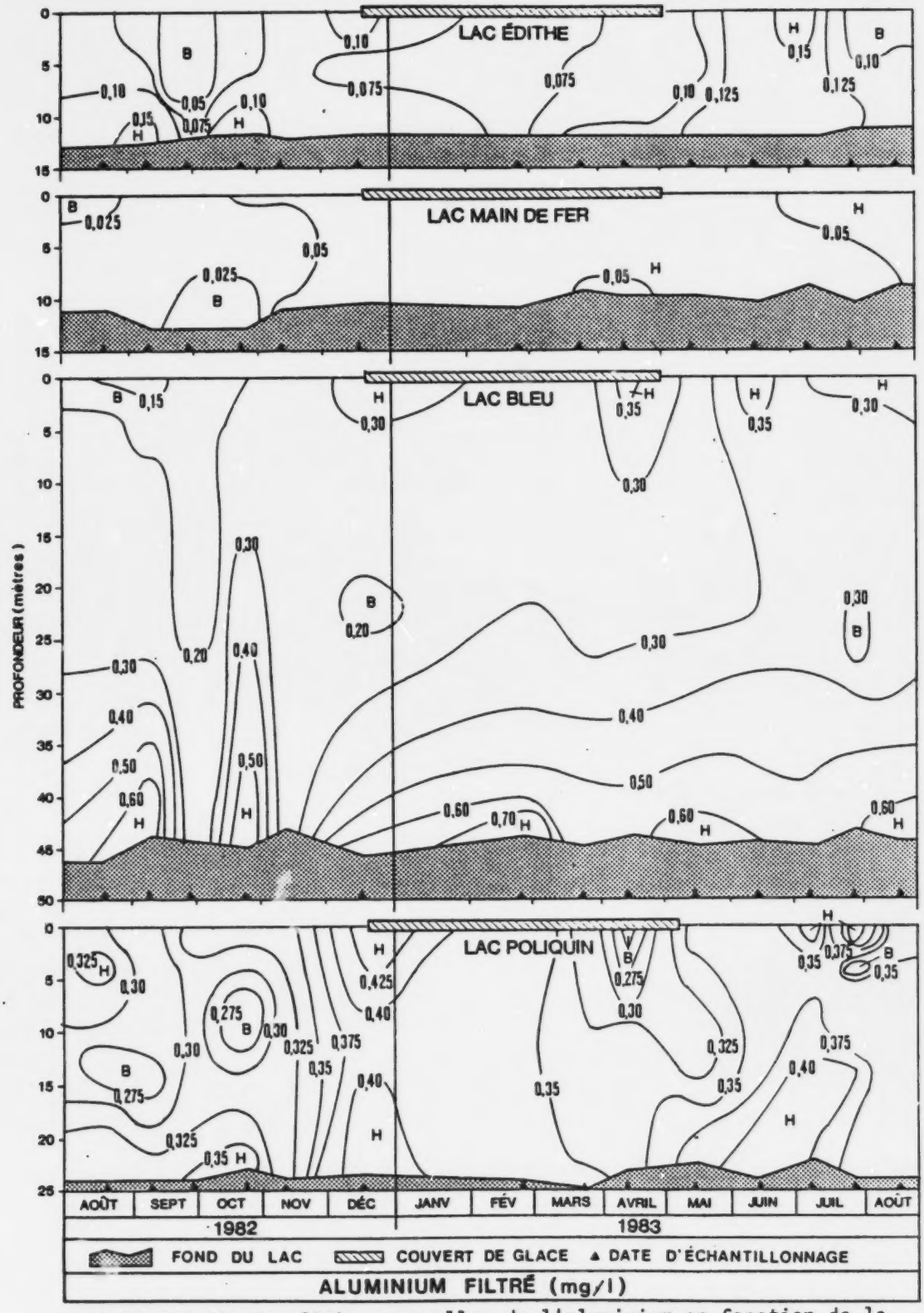


FIGURE III.12 Isoplèthes annuelles de l'aluminium en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

teneurs en aluminium observées dans ces lacs sont attribuables aux conditions d'acidité. En effet, le pH étant généralement supérieur à 5,5 unités, la solubilité de l'aluminium demeure faible, ce qui provoque la précipitation rapide de cet élément. Néanmoins, des teneurs en aluminium appréciables ont été mesurées en milieu réducteur à l'automne 1982 au fond du lac Édithe. Il est probable qu'à cet endroit, l'aluminium soit complexé à la matière organique ou à des composés de soufre.

Le cas des lacs Bleu et Poliquin est plus complexe. Les fortes teneurs en aluminium sont principalement observées en surface et au fond. Pour les eaux de surface du lac Bleu, des concentrations élevées en aluminium ont été mesurées en septembre 1982, en avril 1983 et en juin 1983, tandis que de plus faibles teneurs ont été enregistrées pendant l'été. Par contre, Richard (1984) a observé l'effet contraire pour l'échantillon intégré. L'origine de cette disparité est discutée à la section III.3. D'autre part, les teneurs en aluminium observées dans ce lac augmentent généralement en profondeur pour atteindre un maximum dans le fond. Les périodes d'homothermie dérogent toutefois à cette règle puisqu'à celles-ci, les teneurs en aluminium sont homogènes dans toute la colonne d'eau. L'augmentation des concentrations avec la profondeur est également observable pour le lac Poliquin, bien que les teneurs soient moins élevées que dans le lac Bleu. Au mois de décembre 1982, on note également une hausse des teneurs en aluminium dans l'épilimnion. D'autre part, le comportement de l'aluminium dans le lac Poliquin à l'été 1983 diffère un peu des trois autres lacs, puisqu'on y observe une baisse des teneurs en juillet 1983, suivie d'une hausse à la fin juillet 1983 et d'une autre baisse des concentrations en août 1983.

FER

Le comportement du fer s'apparente un peu à celui de la silice. Les concentrations de fer à la surface sont plus élevées en hiver qu'en été (figure III.13). Ces teneurs augmentent également vers le fond, et plus particulièrement en période de stratification. On note également une baisse des teneurs de fer au printemps, et ce, pour les quatre lacs. Comme pour la silice, ceci suggère qu'il y a eu dilution, par les eaux de fonte, des eaux

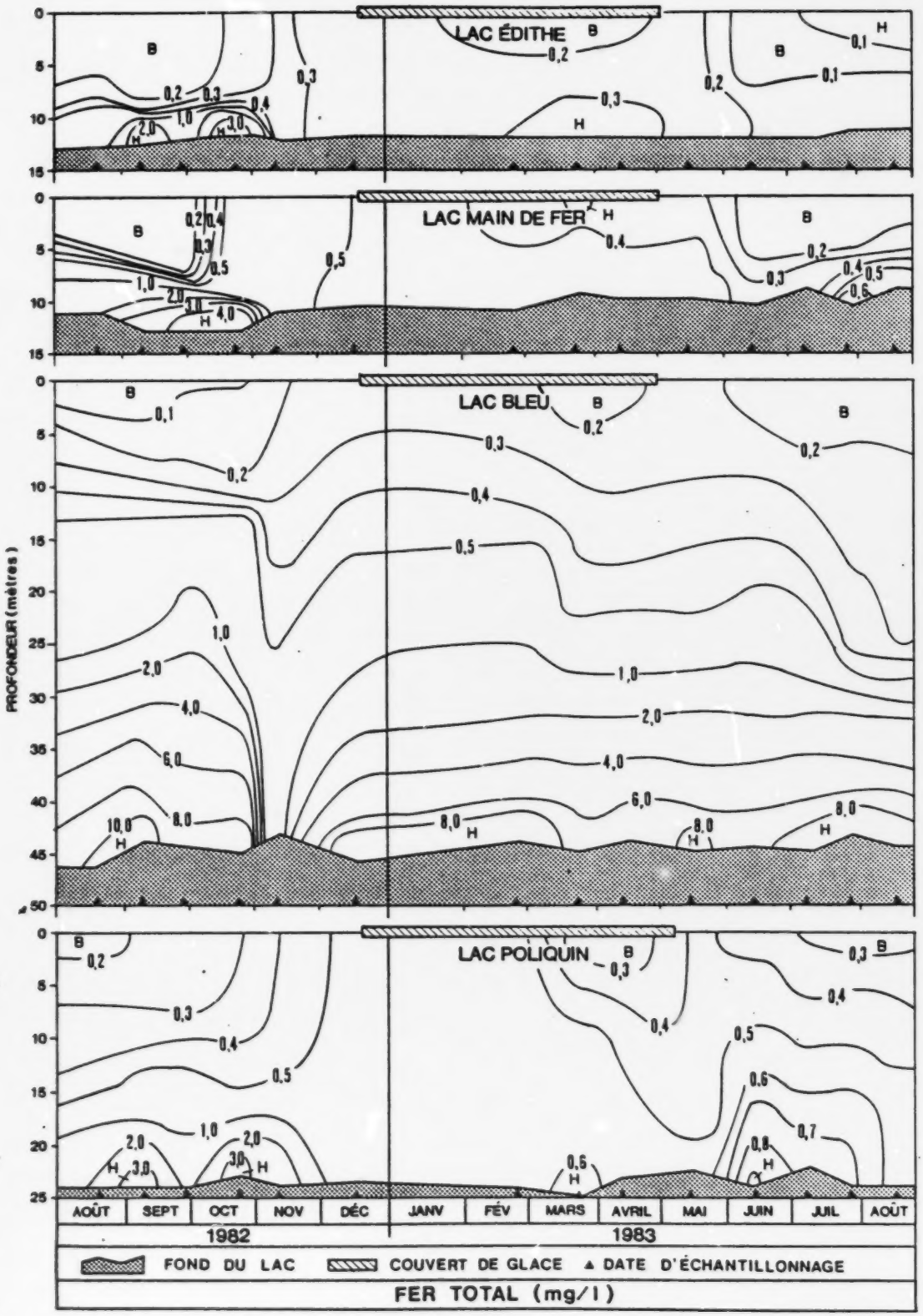


FIGURE III.13 Isoplèthes annuelles du fer en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

minéralisées provenant de l'écoulement de base. Ce comportement implique aussi que ce métal est essentiellement d'origine naturelle.

COULEUR

La variabilité spatiale et temporelle de la couleur est présentée à la figure III.14. Les eaux de surface du lac Édithe possèdent la plus faible coloration parmi les quatre lacs, tandis que le lac Poliquin est le plus coloré.

Au niveau de l'épilimnion (cinq premiers mètres), on note une baisse de couleur vraie pendant la période estivale qui est suivie d'une hausse de coloration à l'hiver 1983. Par ailleurs, une légère baisse de couleur survenue aux mois de mars et avril 1983 pour les lacs Édithe, Bleu et Poliquin suggère une influence significative des eaux de fonte sur la couleur. Outre ces constatations, on note une augmentation importante de la couleur à proximité du fond en période de stratification thermique. Ces niveaux de couleur sont particulièrement élevés dans les lacs Bleu et Poliquin où on observe des conditions anoxiques. Une autre augmentation des valeurs de couleur survient à l'automne, pendant la période d'homothermie. Cette hausse de couleur peut avoir deux origines. La plus probable implique un mélange des eaux peu colorées de la surface avec les eaux plus colorées de l'hypolimnion. Le lessivage des substances humiques sur le bassin versant, provoqué par les pluies d'automne, pourrait également être à l'origine d'une augmentation de la couleur.

CARBONE ORGANIQUE DISSOUS

Au niveau des eaux de surface, les teneurs en carbone organique dissous sont plus faibles dans le lac Main de Fer, tandis que les teneurs les plus fortes sont observées dans le lac Poliquin (figure III.15). Comparativement à la couleur vraie, les teneurs en carbone organique dissous (COD) ne sont pas distribuées de façon totalement similaire dans les quatre lacs. Ainsi, le lac Édithe présente une hausse des concentrations en COD au mois d'août 1982 et au mois de février 1983, tandis qu'on y observe les plus faibles valeurs à l'automne 1982. Les concentrations sont beaucoup plus homogènes

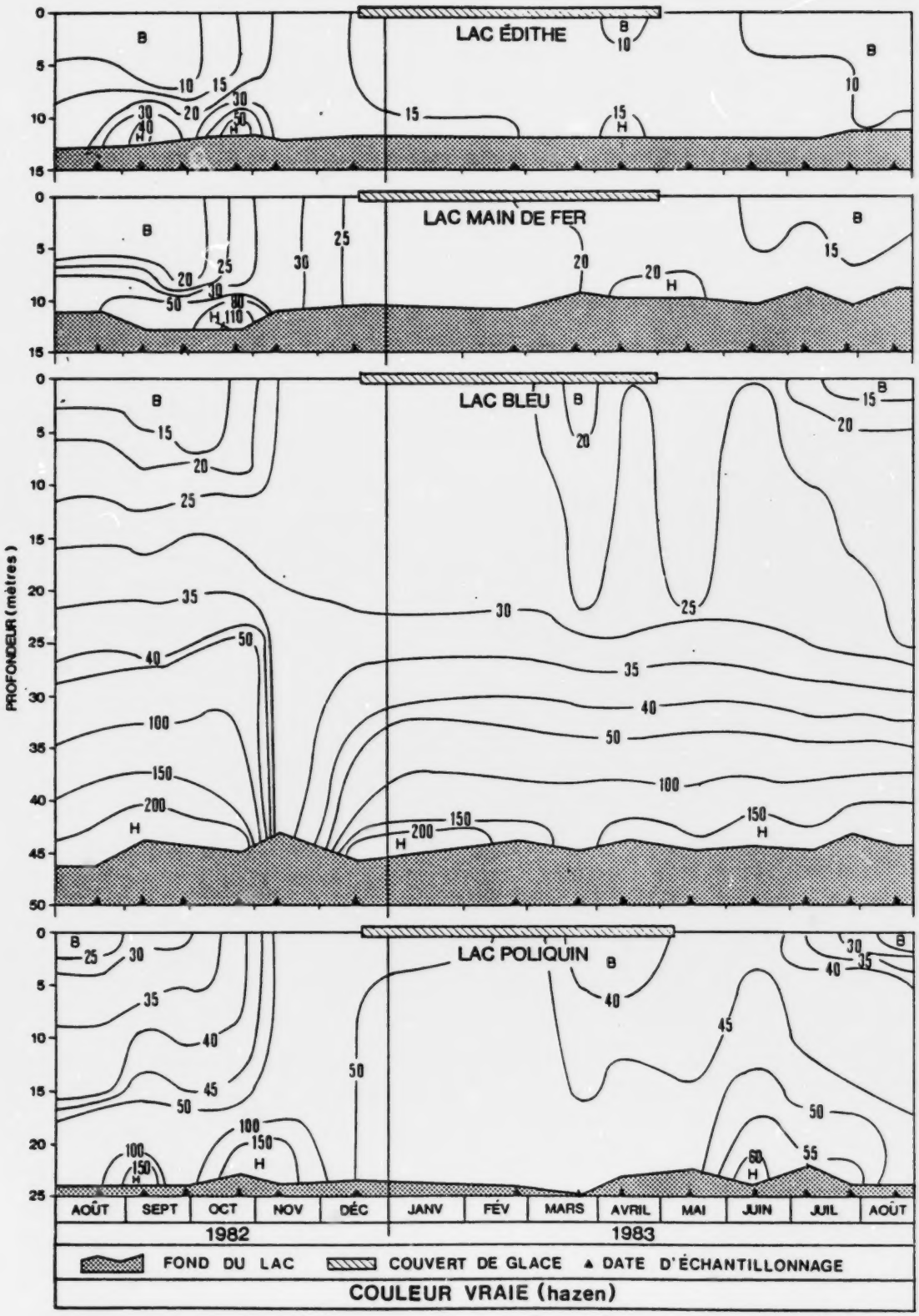


FIGURE III.14 Isoplèthes annuelles de la couleur en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

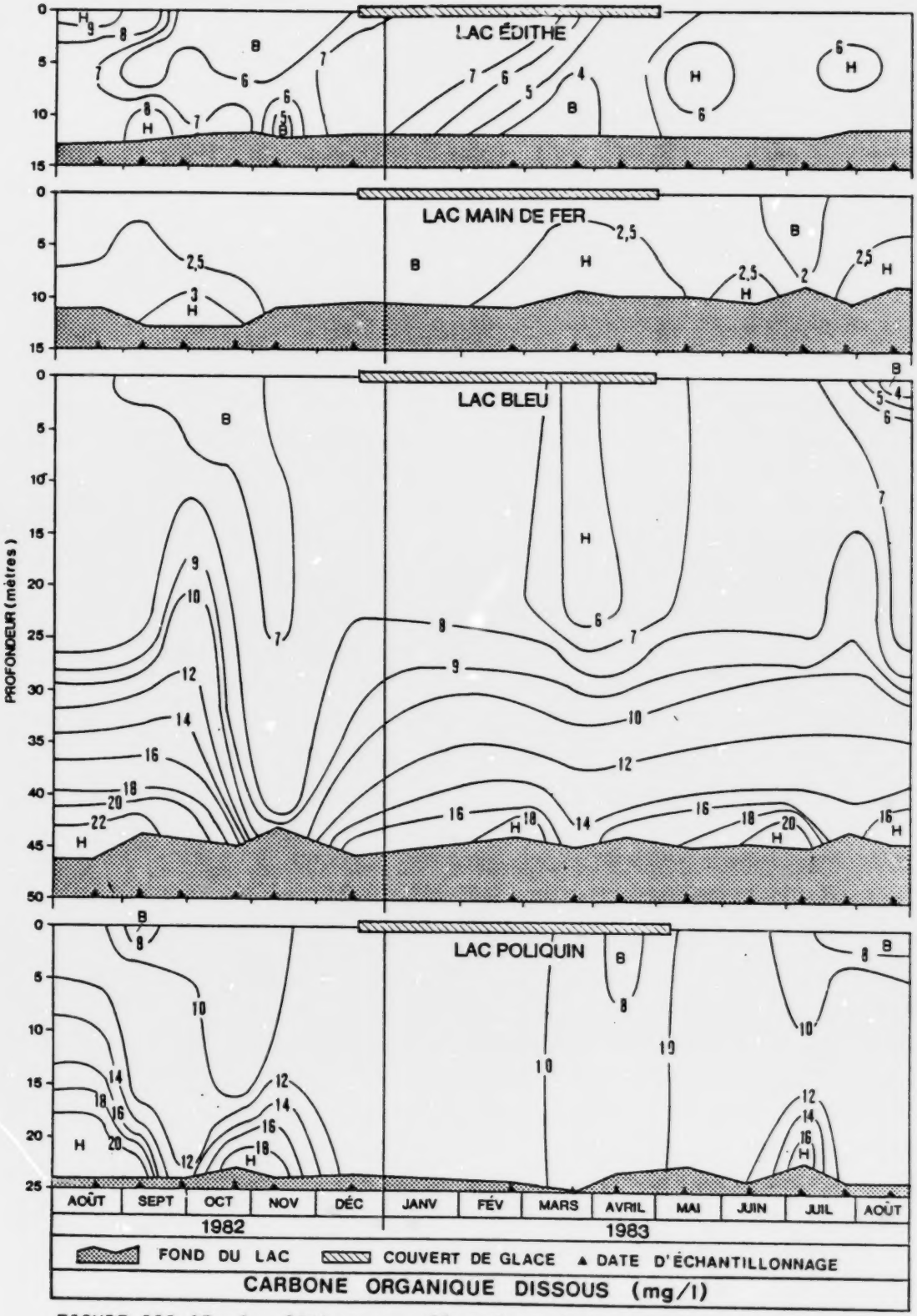


FIGURE III.15 Isoplèthes annuelles du carbone organique dissous en fonction de la profondeur pour les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin.

dans le lac Main de Fer, bien qu'on y note une légère baisse du COD en juillet 1983. De son côté, le lac Bleu présente trois baisses des teneurs pendant la période étudiée, soit: l'une à l'automne 1982, l'une au printemps pendant la fonte et l'autre en août 1983. Le lac Poliquin présente également des diminutions de concentration pendant ces périodes.

Dans l'ensemble des lacs, on note une augmentation des teneurs en COD avec la profondeur. Les teneurs maximales sont observées principalement dans les milieux anoxiques des lacs Édithe, Bleu et Poliquin. De plus, ces valeurs maximales sont survenues surtout à l'automne 1982, bien que pour le lac Bleu, de fortes concentrations aient été également enregistrées à l'hiver et au printemps 1983. Pour ce lac, l'homothermie de novembre 1982 se distingue clairement puisque le COD a diminué de façon marquée près du fond.

3.2 Influence des variables hydrométéorologiques

L'examen de la figure I.3 nous permet de faire une comparaison entre divers événements hydrométéorologiques et l'évolution de la qualité de l'eau au cours de la période 1982-1983. En se basant sur l'épaisseur de neige au sol et les précipitations liquides et solides mesurées à la station Sainte-Catherine, ainsi que sur le débit mesuré sur la rivière Sainte-Anne en aval de Chute-Panêt, on note trois événements majeurs de fonte pendant l'hiver 1982-1983. Un premier événement, survenu aux environs du 5 décembre 1982, a fait disparaître par l'intermédiaire de pluies et de températures élevées le mince couvert nival existant à cette période. Toutefois, l'échantillonnage du 14 décembre 1982 est probablement survenu trop tard pour permettre de détecter un quelconque impact de cette fonte. Il en va différemment des deux autres événements de fonte où l'échantillonnage a suivi de près. Une première fonte, due à de fortes pluies, est survenue le 22 mars 1982 et s'est même répercutée sur l'hydrogramme de débit. Il est probable qu'une grande partie des ions présents dans le manteau nival (H^+, NO_3^-, SO_4^{--}, etc.) ait été relâchée à ce moment si on s'en remet aux observations faites par Johannessen et Henriksen (1978), Skartveit et Gjessing (1979), Johannessen et al. (1980), Wilson et Barrie (1981) et Jeffries et Snyder (1981). Ces auteurs ont noté que la plus grande partie des substances ioniques contenues dans la neige sont libérées lors des

premiers 30 pour cent du volume de fonte. Il n'est donc pas surprenant d'observer des conditions acides (figure III.4), ainsi que des hausses appréciables en sulfates (figure III.6) et en nitrates (figure III.7) aux mois de mars et avril 1983. Un dernier événement de fonte, survenu à partir du début d'avril 1983 et qui est le plus important en terme de volume d'eau, a fait disparaître graduellement le reste du couvert nival. Si on se base sur les observations faites par les auteurs cités précédemment, le choc acide aurait déjà eu lieu et l'eau de fonte serait beaucoup moins chargée en ions comparativement à la fonte précédente.

3.3 Discussion

Les conditions les plus acides ont été observées à la surface des lacs Bleu et Poliquin. Le pH était plus bas (figure III.3) et les teneurs en ions H^+ (figure III.4) et en aluminium (figure III.12) y étaient plus élevées qu'en zone plus profonde. Ce phénomène est moins perceptible dans les lacs Édithe et Main de Fer où la capacité tampon supérieure permet de maintenir un pH plus élevé et de minimiser les variations du niveau d'acidité. Si on revient aux lacs Bleu et Poliquin, on note que les plus fortes concentrations en ions hydrogène sont observées au printemps 1983, soit entre la fin février et avril 1983 pour le lac Bleu et en mars 1983 pour le lac Poliquin (figure III.4). Ce pic d'acidité survient au moment de la fonte des neiges. À cette période de l'année, il survient également une baisse des teneurs en silice (figure III.10) et en fer (figure III.13), qui est probablement attribuable à la dilution engendrée par les eaux de fonte.

On note une légère augmentation de la conductivité au mois de mars 1983 pour le lac Poliquin (figure III.9). Cet accroissement de conductivité combiné à l'augmentation de l'acidité en surface (figure 3.4), à la hausse des teneurs d'aluminium (figure III.12) et à la baisse de l'alcalinité bicarbonate (figure III.5) observable dans les lacs Édithe et Main de Fer, pourrait être attribuable à une augmentation des teneurs en ions hydrogène, sulfates (figure III.6) et nitrates (figure III.7). Ces substances acidifiantes proviendraient du lessivage des dépôts atmosphériques contenus dans la neige pendant la fonte du couvert nival. Fait à noter toutefois, les teneurs maximales de nitrates se concentrent dans un court laps de temps

contrairement aux sulfates dont les fortes concentrations se sont maintenues tout au long de l'hiver 1983. Ce comportement des sulfates peut s'expliquer de deux façons. Tout d'abord, les sulfates migrent plus rapidement dans le couvert nival que ne le font les nitrates et les ions H^+ (Jeffries et Snyder, 1981). Ils peuvent ainsi être relâchés tout au long de l'hiver sans qu'il n'y ait de fonte significative. Deuxièmement, les sulfates pourraient avoir une origine naturelle comme la silice, ce qui expliquerait les hausses hivernales.

Les conditions acides observées au printemps 1983 ne seraient pas le résultat d'une acidification naturelle par les acides humiques, puisqu'on observe une baisse générale de la couleur (figure III.14) et du carbone organique dissous (figure III.15) à cette période de l'année. On sait, d'après Dupont (1984b), que la couleur et le carbone organique sont fortement corrélés à la teneur en acides faibles d'origine organique. Il faut donc déduire qu'en période de fonte, on assiste à une baisse des teneurs en acides humiques et incidemment de leur contribution à l'acidité.

La figure III.6 présente également des teneurs élevées de sulfates à la fin du mois de septembre 1982 et au début du mois d'octobre 1982. Ces teneurs élevées pourraient être responsables de la légère pointe d'acidité survenue à la fin septembre dans les eaux de surface du lac Bleu.

On note une deuxième pointe d'acidité au mois de décembre 1982, mais cette dernière est de moindre importance que celle observée au printemps 1983 (figure III.4). Par contre, Richard, (1985) dans son étude des échantillons d'eau intégrés du lac Bleu (zéro à cinq mètres de la surface) observe le plus bas pH de l'année pendant le mois de décembre 1982. Il attribue cette baisse de pH à un accroissement des teneurs en substances humiques et en sulfates. Fait troublant, exception faite de l'accroissement de la couleur, ni la hausse des sulfates et ni la baisse de pH ne sont observables dans l'échantillon recueilli à la surface (un mètre) lors du même échantillonnage. Les conditions plus acides observées dans l'échantillon intégré (0 - 5 mètres) seraient probablement liées à la présence d'une lame d'eau très acide, soit très près de la surface ou soit à une profondeur supérieure à un mètre. La première hypothèse apparaît plus probable d'autant plus que de fortes teneurs

en ions H^+ ont été enregistrées dans les précipitations humides reçues lors de la période précédant immédiatement l'échantillonnage du 14 décembre 1982 (figure I.3).

Une dernière hausse d'acidité a été enregistrée en juin - juillet 1983 (figure III.4). Cette acidité a pu être provoquée à la suite d'une légère hausse des teneurs en sulfates combinée à une baisse du niveau de minéralisation (conductivité plus faible) et d'une augmentation de la concentration en acides humiques.

Outre l'acidité des eaux de surface, l'examen des figures III.1 à III.15 montre bien l'influence de l'oxygène dissous sur les concentrations de la majorité des paramètres. Ceci s'explique par le fait que l'absence d'oxygène génère un milieu réducteur où les oxydes, tels les nitrates et les sulfates, sont rapidement réduits en sulfures, en azote ammoniacal, etc. Ces réactions ont également pour effet de hausser le pH (Dickson, 1980). Par ailleurs, la précipitation du carbone organique provoque une augmentation de sa concentration au fond du lac. La décomposition de cette matière organique s'accompagne alors d'une augmentation de la demande biologique en oxygène qui s'avère en partie responsable des conditions anoxiques rencontrées. La précipitation de la matière organique entraîne également divers cations complexés ou adsorbés, ce qui peut expliquer en partie les valeurs élevées en calcium, en fer, en silice ou en aluminium dans le fond du lac. Le résultat de cette accumulation de matière organique est très clair lorsqu'on observe la distribution de la couleur vraie et du carbone organique dissous dans l'hypolimnion.

Les périodes d'homothermie sont très nettes et ce, plus particulièrement à l'homothermie d'automne 1982. Outre une homogénéisation des températures (figure III.1), on assiste à une répartition uniforme des valeurs de la plupart des éléments physico-chimiques le long de la colonne d'eau. Ce comportement ne se vérifie pas complètement pour le lac Bleu, puisque le mélange des eaux ne s'accomplit pas parfaitement jusqu'au fond.

Au niveau des métaux traces, il est probable que les fortes teneurs en aluminium observées à la suite d'une augmentation de l'acidité des eaux de

surface existent sous une forme inorganique (Al^{+++}, $Al(OH)^{++}$, $Al(OH)_2^{+}$). Par contre, les fortes concentrations d'aluminium qu'on observe au fond des lacs seraient principalement absorbées ou complexées à la matière organique.

L'aluminium (figure III.12), le fer (figure III.13), la couleur (figure III.14) et le carbone organique dissous (figure III.15) présentent généralement leurs plus faibles valeurs pendant l'été, si on s'en remet aux échantillons recueillis à la surface (un mètre). Par contre, les teneurs en aluminium, relatives à l'analyse des échantillons intégrés, se sont accrues pendant l'été pour les lacs Bleu et Édithe. Il est possible que la méthodologie d'échantillonnage puisse être à l'origine d'une telle hausse. En fait, l'examen de la distribution des isothermes (figure III.1) montre que l'épilimnion est profond de trois ou quatre mètres dans les lacs Édithe et Main de Fer et moins de trois mètres dans les lacs Bleu et Poliquin. Il est donc possible que l'échantillonnage intégré ait permis de recueillir les eaux plus chargées en matière organique et en métaux traces présentes à la base de l'épilimnion, dans le métalimnion. Ces échantillons pourraient aussi ne pas être représentatifs de la qualité des eaux de surface. Dans l'avenir, l'échantillonnage intégré devrait préférablement être limité à l'épilimnion afin de minimiser le mélange des eaux des couches sous-jacentes.

4. TRAITEMENT STATISTIQUE

La présente section nous permet d'aborder les aspects quantitatifs de l'évolution intra-annuelle de la qualité de l'eau en fonction de la profondeur durant la période allant du mois d'août 1982 au mois d'août 1983. Pour ce traitement, nous ne tenons compte que des lacs du groupe A, ceux pour lesquels l'échantillonnage a été réalisé le plus fréquemment. Ce sont les lacs Édithe, Main de Fer, Bleu et Poliquin. Les objectifs de ce chapitre sont atteints par l'utilisation de l'analyse en composantes principales, afin de déterminer l'influence des variables physico-chimiques sur la variabilité intra-annuelle de la qualité de l'eau des lacs.

4.1 Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales a été retenue dans le but d'ordonner dans un plan réduit les échantillons d'eau prélevés dans les quatre lacs du groupe A (voir section 2) et de suivre l'évolution temporelle de la qualité de l'eau au cours du cycle annuel. Nous avons retenu sept paramètres pour la réalisation de l'analyse en composantes principales. Ces paramètres sont : la teneur en ions H^+ comme indice de l'acidité relative, l'alcalinité comme mesure du pouvoir tampon et de la sensibilité à l'acidification, les sulfates et les nitrates comme indicateurs de l'importance des apports atmosphériques, la conductivité comme mesure du niveau de minéralisation, la couleur comme indicateur de la présence de matière organique ou d'acides humiques, ainsi que l'aluminium en raison de la toxicité qui lui est associée. Nous avons jugé ces paramètres comme représentatifs des divers aspects de la qualité de l'eau. Un nombre accru de variables n'aurait fait qu'introduire de la redondance.

Dans certains cas, les valeurs mesurées étaient sous le seuil de détection. Pour les besoins de l'analyse, nous avons eu recours à un artifice utilisé par Legendre et al. (1980) et par Richard (1982) où la valeur du seuil de détection est attribuée aux données situées sous ce seuil. Par exemple, cet artifice a été utilisé pour les sulfates (0,5 mg/l), l'alcalinité (0,1 mg/l), l'aluminium (0,02 mg/l) et les nitrates (0,02 mg/l).

L'analyse des composantes fut réalisée à partir de la matrice de corrélation entre les sept descripteurs choisis. Chacune des analyses (combinée, surface, hypolimnion et fond) a d'ailleurs permis de générer sept axes principaux dont les pourcentages de variance expliquée et théorique sont présentés au tableau IV.1.

ÉCHANTILLONS COMBINÉS

L'application de l'analyse en composantes principales sur les échantillons combinés provenant de la surface, de l'hypolimnion et du fond a permis de générer deux axes interprétables qui contribuent à expliquer 74,9 pour cent de la variance totale. Pour ces deux axes, la variance expliquée est supérieure à celle prédite par la distribution aléatoire théorique du baton brisé (Frontier, 1976).

L'ordination des sept descripteurs dans l'espace réduit permet d'évaluer la contribution de chaque descripteur à la formation des deux premiers axes (figure IV.1a). Afin de faciliter la compréhension des schémas, les numéros d'échantillon apparaissant sur les figures IV.1 et IV.2 correspondent aux mois d'échantillonnage. Sur cette figure, seuls les nitrates se situent à l'intérieur du cercle de contribution équilibré d/n où "d" est le nombre de descripteurs interprétables et "n" est le nombre total de descripteurs considérés pour l'analyse. Ceci indique qu'à l'exception des nitrates, tous les autres paramètres contribuent à expliquer la formation des deux premiers axes.

Selon l'angle formé entre les descripteurs et les deux axes, on remarque que la conductivité, la couleur, l'alcalinité et une partie de l'aluminium contribuent positivement à la formation du premier axe tandis que les sulfates y contribuent négativement. D'autre part, le pH et l'aluminium sont

---

1 Dans le cas des lacs Édithe et Main de Fer, nous utilisons le terme hypolimnion bien qu'il s'agit plutôt d'un métalimnion, vu l'absence de barrière densimétrique bien définie.

Tableau IV.1 Comparaison entre la variance expliquée pour chacun des axes principaux et la variance théorique décrite par le modèle du baton brisé de Frontier (1976)

Axes principaux	Pourcentage de variance théorique	GLOBAL		SURFACE		HYPOLIMNION		FOND	
		Valeurs propres	Pourcentage de variance expliquée	Valeurs propres	Pourcentage de variance expliquée	Valeurs propres	Pourcentage de variance expliquée	Valeurs propres	Pourcentage de variance expliquée
1	37,04	3,49	49,90 ●	3,64	52,00 ●	3,48	49,70 ●	4,37	62,40 ●
2	22,76	1,75	25,00 ●	1,40	20,10 ○	1,33	19,00 ○	1,41	20,10 ○
3	15,61	0,95	13,60	1,05	15,00	0,98	14,00	0,53	7,60
4	10,85	0,47	6,70	0,69	9,90	0,91	13,00	0,35	5,00
5	7,28	0,14	2,00	0,12	1,70	0,19	2,70	0,16	2,30
6	4,42	0,14	2,00	0,07	1,00	0,09	1,30	0,11	1,60
7	2,04	0,05	,80	0,02	0,30	0,02	0,30	0,06	0,90

1: Données combinées provenant des échantillons de surface, de l'hypolimnion et du fond
●: Axe statistiquement significatif selon la règle du baton brisé de Frontier (1976)
○: Axe non significatif statistiquement, mais interprété dans cette étude

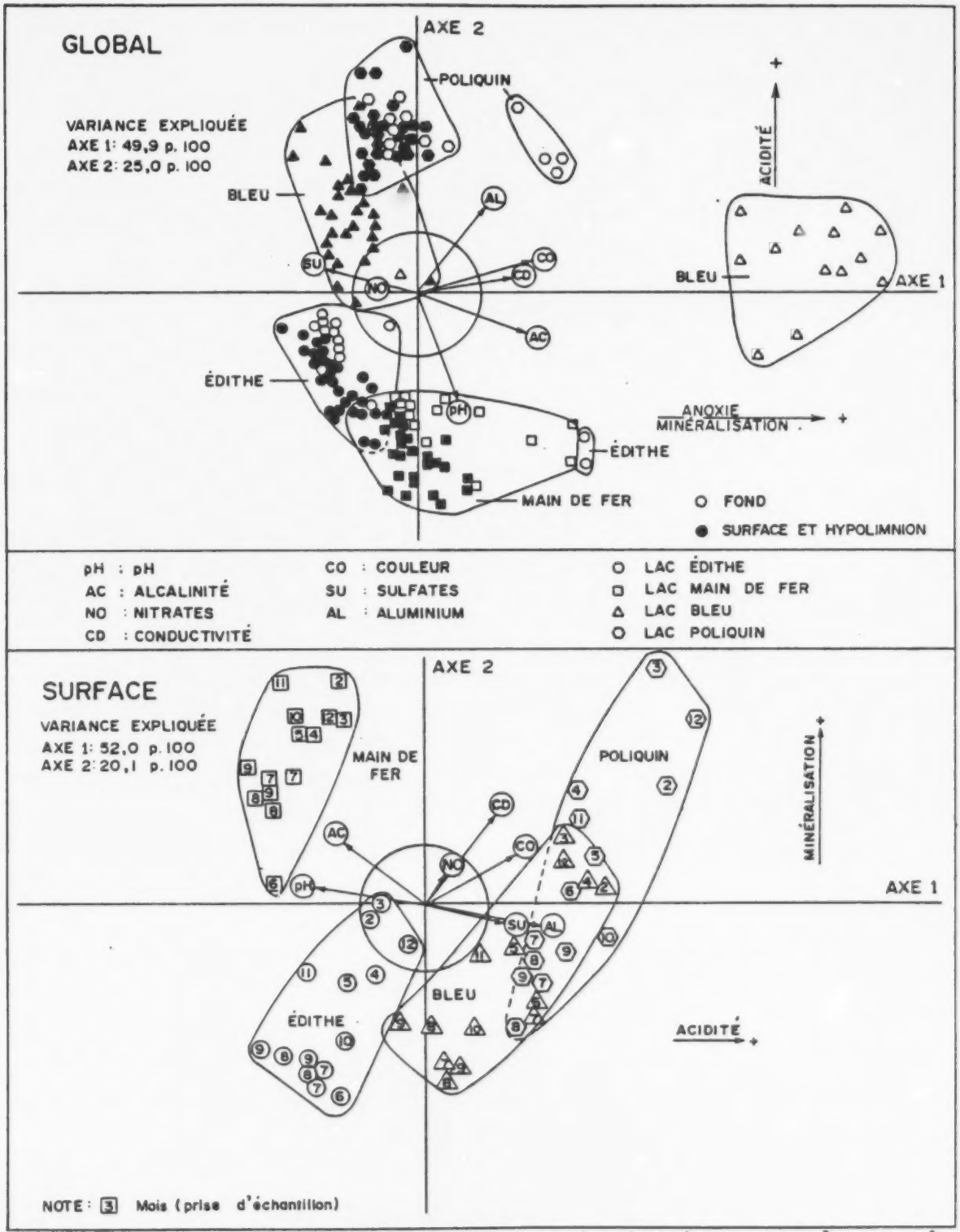


FIGURE IV.1 Ordination des points-stations et des descripteurs sur les axes 1 et 2 des composantes principales appliquées aux données de la surface et aux données combinées de surface, de l'hypolimnion et du fond de quatre lacs de Portneuf.

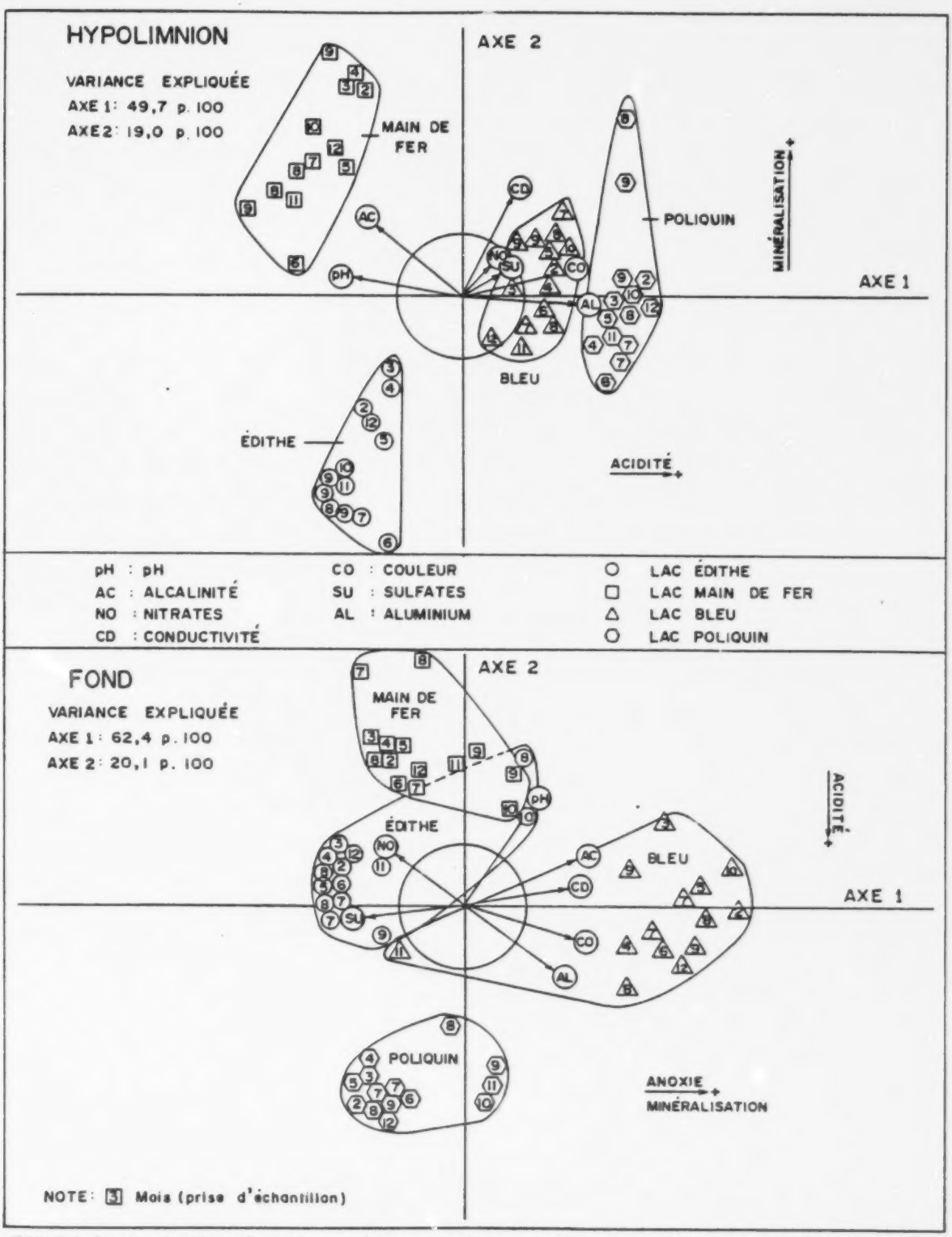


FIGURE IV.2 Ordination des points-stations et des descripteurs sur les axes 1 et 2 des composantes principales appliquées aux données de l'hypolimnion et du fond de quatre lacs de Portneuf.

corrélés au deuxième axe où la contribution du pH à la formation de l'axe II est négative tandis que celle de l'aluminium est positive.

L'examen de la disposition des stations sur la figure IV.1a nous indique que l'axe principal (axe I) sert surtout à séparer les échantillons de fond recueillis en milieu anoxique des autres échantillons. C'est cette anoxie qui explique les faibles teneurs en sulfates dans les échantillons recueillis au fond du lac Bleu. D'autre part, c'est en profondeur que les grandes valeurs de conductivité, de couleur, d'alcalinité et de métaux sont observées.

Dans l'ensemble des lacs, on retrouve également des stations de fond parmi les stations de surface et de l'hypolimnion. Cette situation se produit lorsque le milieu n'est pas anoxique au moment de l'échantillonnage. Dans ces conditions, la qualité de l'eau au fond du lac s'apparente beaucoup plus à celle des eaux de surface, bien que la conductivité, la couleur et l'alcalinité demeurent légèrement plus élevées en profondeur. On note aussi, pour les lacs Édithe et Main de Fer, un plus faible pH dans les échantillons d'eau prélevés au fond des lacs. Pour le lac Bleu, un comportement inverse est mis en évidence par l'analyse, lequel est attribuable à l'anoxie. Quant au lac Poliquin, les conditions semblent stables partout, exception faite des échantillons prélevés en milieu réducteur.

L'analyse combinée des échantillons met surtout l'emphase sur la disparité de la qualité de l'eau avec la profondeur et avec la présence ou l'absence d'oxygène dissous. Pour éliminer cette influence et tenter de mettre l'accent sur la variabilité temporelle, nous avons donc procédé à des analyses en composantes principales sur des échantillons d'eau prélevés à chacun des trois niveaux de la colonne d'eau.

SURFACE

Selon le tableau IV.1 et la variance théorique aléatoire estimée par le modèle du baton brisé de Frontier (1976), l'analyse en composantes principales appliquée aux échantillons de surface permettrait de définir un seul axe

significatif. Toutefois, dans le but de clarifier l'analyse, nous avons tenu compte du deuxième axe que nous assumons interprétable dans un contexte écologique. Il faut mentionner que le plus faible pourcentage de variance expliqué par ce deuxième axe (20,1 pour cent comparativement à 52,0 pour le premier axe) peut être attribuable au fait que la majorité des descripteurs est corrélée au premier axe, lui conférant ainsi un plus grand poids statistique, tandis qu'un seul paramètre intervient de façon claire au niveau du deuxième.

Le premier axe, présenté à la figure IV.1b, oppose surtout le pH aux sulfates et à l'aluminium. Le pH présente également un lien de moindre intensité avec l'alcalinité. Cette disposition des descripteurs implique que de fortes teneurs en aluminium et en sulfates vont de pair avec de faibles valeurs de pH et d'alcalinité. Une telle relation suggère donc que l'acidité des eaux de surface est principalement attribuable à de fortes teneurs en sulfates provenant principalement des apports atmosphériques. (Dupont et Grimard, 1986). Selon un tel indice, l'utilisation du terme acidification par des acides forts, tel l'acide sulfurique, prend alors toute sa signification. La couleur, par sa position par rapport à l'axe I, serait également un indice que des acides humiques peuvent contribuer à l'acidité des eaux de surface, mais à un niveau moindre que les sulfates. Quant au deuxième axe, il permet surtout de disposer les stations selon leur niveau de conductivité.

Les nitrates ne joueraient pas un rôle significatif sur l'acidité et la minéralisation puisque ce descripteur se maintient à l'intérieur du cercle de contribution équilibrée. Cette remarque semble toutefois s'opposer à l'interprétation de la figure III.7 où les teneurs maximales de nitrates concordaient avec de fortes teneurs en ions H^+. Nous ne pouvons pas expliquer le manque de signification des nitrates lors de l'analyse multivariée. Il est toutefois possible que la faible variabilité des teneurs en NO_3^- et la remobilisation rapide de cet élément par les organismes aquatiques soient à l'origine de la disparité.

En tenant compte de la position des six descripteurs interprétables, le lac Main de Fer présente généralement un pH, une alcalinité et une conductivité élevés, accompagnés de faibles valeurs de sulfates, d'aluminium et de

couleur. Quant au lac Édithe, le pH demeure élevé mais la conductivité et la couleur y sont nettement plus faibles que dans les autres lacs. Les lacs Bleu et Poliquin présentent tous deux des conditions acides, mais les sulfates seraient plus élevés dans le premier tandis que la conductivité et la couleur seraient plus marquées pour le lac Poliquin.

Au niveau de la variabilité temporelle de la qualité de l'eau, on remarque une baisse de pH associée à une augmentation de la conductivité au printemps (entre février et avril) et à l'automne (décembre). À l'opposé, les conditions moins acides sont observées pendant l'été. À ce moment, la couleur et la conductivité sont également plus faibles. Un comportement similaire a été observé par Richard (1985) pour les échantillons intégrés recueillis dans ces lacs.

HYPOLIMNION

L'analyse en composantes principales appliquée aux données provenant de l'échantillonnage dans l'hypolimnion permet également d'obtenir un seul axe statistiquement significatif (49,7 pour cent de la variance expliquée). Nous avons toutefois considéré un deuxième axe (19,0 pour cent de variance expliquée) pour les mêmes raisons que l'analyse effectuée sur les données de surface.

Comme pour la surface, l'axe I, présenté sur la figure IV.2a, montre que les stations situées dans l'hypolimnion se distinguent surtout selon leur acidité relative. Par exemple, les lacs Main de Fer et Édithe sont caractérisés par un pH plus élevé que le lac Bleu ou le lac Poliquin, ce dernier s'avérant le plus acide. Selon la position et l'angle des vecteurs par rapport au premier axe principal, on remarque que la couleur et l'aluminium sont maintenant opposés au pH. Ainsi, plus les teneurs d'aluminium et de couleur sont élevées et plus le pH est faible. Ce comportement suggère donc que l'acidité dans l'hypolimnion est surtout conditionnée par la présence d'acides organiques, d'autant plus que les sulfates et les nitrates ne joueraient pas un rôle significatif sur l'acidité puisqu'ils demeurent tous deux à l'intérieur du cercle de contribution équilibrée. En d'autres mots, l'acidité des eaux dans l'hypolimnion serait en grande partie d'origine naturelle.

Le deuxième axe serait principalement conditionné par la conductivité et, à un moindre niveau, par l'alcalinité.

La disposition générale des stations se présente donc de façon similaire à celle de la surface où le lac Main de Fer est le moins acide, où le lac Édithe est le moins minéralisé et où le lac Poliquin est le plus acide et le plus coloré. Comparativement à la surface, le lac Bleu montre toutefois une conductivité et une couleur accrues dans l'hypolimnion.

Fait marquant pour l'hypolimnion, la variabilité intra-annuelle de l'acidité est beaucoup moins prononcée qu'en surface. Ainsi, exception faite d'une légère baisse de pH dans le lac Main de Fer au printemps, le pH des lacs varie peu pendant l'année. À ce niveau, il semble que seule la conductivité varie fortement dans les quatre lacs. Malgré cette faible variation d'acidité, le pH le plus faible survient encore pendant le printemps, mais de façon moins marquée qu'en surface. D'autre part, la faiblesse de l'angle formé par les vecteurs de la couleur et de l'aluminium implique qu'il existe une forte corrélation entre ces descripteurs ($r = 0,79$) et qu'une partie des teneurs d'aluminium pourrait être liée à la matière organique.

FOND

Une dernière analyse en composantes principales a été réalisée à partir des données provenant de l'échantillonnage des eaux au fond du lac (figure IV.2b). Comme pour la surface et l'hypolimnion, seul le premier axe est statistiquement significatif avec 62,4 pour cent de la variance totale expliquée, mais nous avons également considéré un deuxième axe (20,1 pour cent de la variance totale) pour faciliter l'interprétation.

La distribution des stations présentée à la figure IV.2b présente un patron similaire à celui de l'analyse combinée (figure IV.1a), bien que la représentation graphique soit inversée. Comme pour cette dernière, le facteur oxygène est probablement responsable de la disposition des descripteurs dans le plan réduit. Ainsi, les nitrates et les sulfates, qui sont interprétables dans le cas présent, font opposition à l'alcalinité, à la conductivité, à la couleur et à l'aluminium sur l'axe I. Il faut noter que ces

derniers paramètres présentent tous de fortes valeurs lorsque les conditions sont anoxiques, tandis que les sulfates et les nitrates sont presque inexistants. Exception faite du lac Bleu, ces conditions surviennent à l'automne.

L'axe II reflète surtout l'acidité relative des lacs. Selon ces axes, le fond du lac Poliquin est plus acide que celui des trois autres lacs, tandis que le fond du lac Main de Fer demeure encore le moins acide. Fait à mentionner, les vecteurs du pH et de l'aluminium sont quasi-orthogonaux, ce qui est généralement admis comme un critère d'indépendance. Cette situation impliquerait donc que les teneurs en aluminium seraient indépendantes du pH. L'aluminium serait plutôt associé à la matière organique comme semble l'indiquer la corrélation élevée entre les vecteurs de l'aluminium et de la couleur ($r = 0,78$). En d'autres termes, la majeure partie de l'aluminium serait complexée ou adsorbée à la matière organique.

4.2 Synthèse des résultats

À la lumière de nos résultats, diverses remarques découlent du traitement statistique. Tout d'abord, la différence de qualité de l'eau entre le fond et le reste de la colonne d'eau des lacs apparaît très marquée et ce, spécialement pour les lacs dont le fond présente des conditions anoxiques. Par exemple, le lac Bleu est particulièrement acide en surface, tandis que l'eau au fond de ce lac est alcaline, colorée et plus minéralisée. Nous croyons donc que l'influence des apports acides serait surtout perceptible a la surface des lacs.

Selon les analyses statistiques, on note également que le pH des eaux de surface est fortement influencé par les sulfates et à un niveau moindre, par les acides humiques. Cette relation avec les sulfates, qui laisse croire à une influence des apports atmosphériques sur l'acidification, n'est observable qu'en surface puisque dans l'hypolimnion, le pH est essentiellement corrélé à l'alcalinité et à la couleur. Il est donc probable qu'une grande partie de l'acidité des eaux provenant de l'hypolimnion soit d'origine naturelle.

Les analyses statistiques montrent aussi que ce sont les eaux de surface qui présentent la plus grande variabilité au niveau de l'acidité et de la qualité de l'eau en général. Ce comportement est une indication que l'acidification des eaux ou le choc acide de la fonte printanière survient surtout en surface et qu'il n'affecte que légèrement les eaux de l'hypolimnion. Ce contraste entre la surface et l'hypolimnion est attribuable à la thermocline qui limite le mélange d'eau entre les deux zones. C'est d'ailleurs dans l'hypolimnion que la qualité de l'eau varie le moins pendant l'année et c'est à cet endroit que les principales caractéristiques physico-chimiques relatives au niveau de minéralisation et à la sensibilité intrinsèque du lac peuvent être observées et comparées sans égard de la période de l'année.

5. INFLUENCE DU MILIEU PHYSIQUE SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

L'influence du milieu physique sur la qualité de l'eau demeure encore un aspect relativement peu connu en raison du manque d'information sur les relations inter-systèmes entre la qualité de l'eau d'un lac, la nature du bassin versant et la qualité des précipitations. Le manque de données quantitatives ajoute au problème. Néanmoins, Dupont (1984a, 1984b, 1985), par l'intermédiaire d'analyses statistiques, a démontré que la géologie influençait clairement le niveau de sensibilité d'un lac aux apports acides. Avec un certain pourcentage d'efficacité, il serait possible d'associer des conditions physico-chimiques particulières à certains types géologiques, lorsque le bassin versant des lacs considérés se situe sur le bouclier canadien. On admet généralement qu'à l'intérieur de cette région physiographique la nature des dépôts superficiels, qui ont été peu ou pas inventoriés, reflète la nature de la roche mère dans la mesure où il n'existe pas d'affleurements de roches carbonatées.

Selon l'étude réalisée par Dupont (1984b), les lacs dont le bassin versant est principalement constitué de roches granitiques seraient les plus vulnérables et les plus acides de la région de Portneuf. En se référant à la carte géologique présentée à la figure I.2, on note que six des 14 lacs reposent sur des roches granitiques. Quatre de ces six lacs présentent une géologie entièrement caractérisée par le granite, tandis que la géologie des deux autres lacs se compose d'un mélange de granite et de migmatite.

La comparaison des caractéristiques géologiques avec la distribution intra-annuelle des valeurs de pH, d'alcalinité, de conductivité, de l'indice de saturation calcique, de silice, de sulfates, de calcium et d'aluminium, présentées aux figures V.1 et V.2, montre que pour quatre des six lacs, l'acidité est élevée (ph < 5,5). L'alcalinité et les teneurs en calcium y sont également plus faibles que la moyenne des 14 lacs, tandis que l'aluminium et l'indice de saturation calcique présentent des valeurs particulièrement élevées. Ce comportement physico-chimique est l'indice d'une plus grande sensibilité aux apports acides. On observe également un pH supérieur à 5,5 pour deux des lacs reposant sur du granite. Cette différence de pH entre les lacs reposant tous sur des roches granitiques peut être attribuable à plusieurs

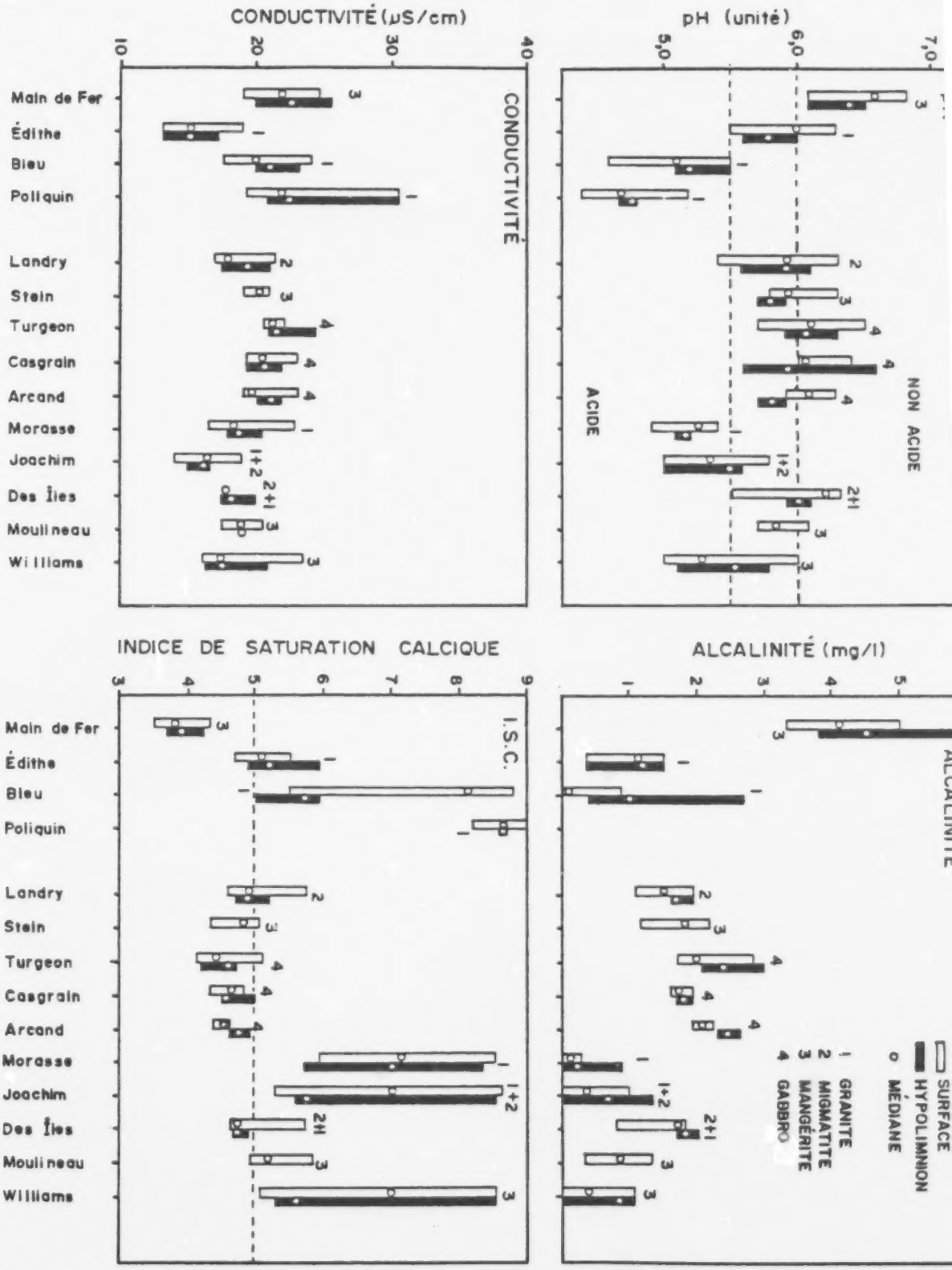


FIGURE V.1 Distribution intra-annuelle du pH, de l'alcalinité, de la conductivité et de l'indice de saturation calcique à la surface et dans l'hypolimnion de 14 lacs de la région de Portneuf et présentation de leurs caractéristiques géologiques.

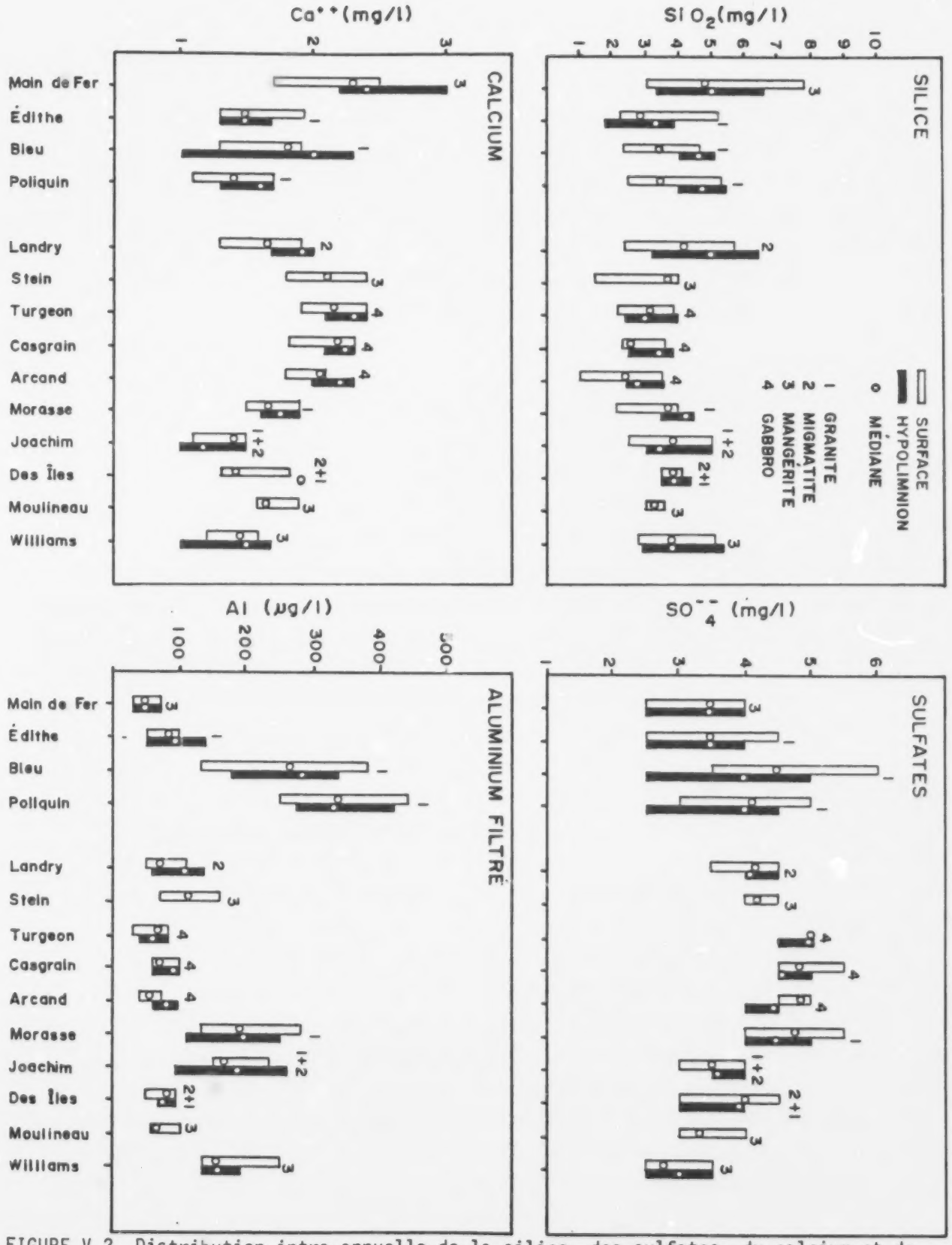


FIGURE V.2 Distribution intra-annuelle de la silice, des sulfates, du calcium et de l'aluminium à la surface et dans l'hypolimnion de 14 lacs de la région de Portneuf et présentation de leurs caractéristiques géologiques.

facteurs, dont : un différent taux de productivité dans le bassin, une différence d'épaisseur dans les dépôts superficiels, un régime d'écoulement différentiel ou encore, une différence dans la nature géochimique des sédiments. Dans le dernier cas, la présence de sédiments plus altérables chimiquement et amenés du nord par les glaciers pourrait expliquer la plus grande capacité tampon des lacs Édithe et des Îles.

Toujours selon l'optique géologique, on remarque que la teneur en sulfates pour les lacs associés aux gabbros est supérieure à la moyenne. D'autre part, les teneurs en silice et la conductivité ne semblent pas trop influencées par la géologie bien que la teneur moyenne en silice dans les eaux de surface des lacs associés aux gabbros soit plus faible que pour les autres types de roches.

Les variables physiques sont généralement considérées comme des facteurs potentiels pouvant influencer la qualité de l'eau. Dupont (1984a) a déjà observé que la distance à une source de rejets atmosphériques d'anhydride sulfureux, en l'occurrence les Mines Noranda ltée, avait une influence sur la qualité de l'eau. Dupont (1984b, 1985) a également soulevé la possibilité que l'altitude joue un rôle sur la distribution spatiale de la physicochimie. Il faut mentionner que l'altitude est un facteur qui intègre l'influence de plusieurs autres variables comme : le type de végétation, l'occurrence des précipitations, la nature des précipitations, l'épaisseur des dépôts superficiels, la grandeur des bassins versants, etc. Lachance et Gamache (1984) ont fait une analyse beaucoup plus exhaustive de ces variables physiques et ont même déterminé que certaines d'entre elles pouvaient avoir une influence significative sur la qualité de l'eau des lacs. Par contre, ni Dupont (1984a, 1984b, 1985), ni Lachance et Gamache (1984) n'ont pu détecter un lien significatif entre la qualité de l'eau et les paramètres morphométriques du lac et du bassin versant. Il en va de même des 14 lacs de Portneuf où aucun lien significatif n'a été mis en évidence entre la qualité de l'eau et des paramètres tels la superficie du lac ou du bassin, le périmètre du lac, le volume d'eau du lac, la profondeur moyenne du lac, le rapport entre les superficies du lac et du bassin et le temps de renouvellement du lac.

6. SIMULATION EMPIRIQUE DES PROCESSUS D'ACIDIFICATION

Le sixième chapitre introduit quelques techniques de modélisation empirique décrivant le niveau d'acidité des lacs. Ces modèles sont appliqués aux données provenant des échantillons intégrés (0-5 mètres) recueillis dans les 14 lacs étudiés de la région de Portneuf. De telles approches traduisent généralement la dynamique complexe des mécanismes oeuvrant au niveau du lac par des relations simples entre paramètres physico-chimiques. Leur efficacité à représenter le système peut parfois être discutable puisqu'ils reposent sur des hypothèses de base pouvant être plus ou moins réalistes. Néanmoins, nous considérons que ces techniques peuvent fournir un indice du degré d'acidité ou du niveau relatif d'acidification atteint dans le lac.

Trois méthodes de simulation sont abordées dans cette section. Tout d'abord, nous utilisons le modèle de Kramer et Tessier (1982) pour déterminer le niveau d'acidification engendré par l'action des acides forts, tel l'acide sulfurique qui provient en grande partie des apports atmosphériques. Ensuite, une méthode de classification introduite par Cronan et al. (1978) permet de déterminer le type physico-chimique de chaque lac, ainsi que l'origine probable de l'acidité. Pour terminer, nous utilisons le modèle prédictif de Brosset (1979) pour estimer diverses caractéristiques comme le pH d'origine, l'acidification produite par l'apport de sulfates et la charge acide requise pour atteindre certains niveaux de pH.

6.1 Modèle de Kramer et Tessier (1982)

Kramer et Tessier (1982) ont modifié l'approche utilisée par Henriksen (1979) en élaborant un modèle empirique basé sur la relation entre le pH corrigé pour la pression partielle en CO_2 et le pH calculé à partir de la somme des cations majeurs et des constantes de dissociation de l'acide carbonique. Le détail des équations est présenté dans le rapport de Dupont (1984a).

Certaines conditions de base soutiennent évidemment l'applicabilité de la méthode. Par exemple, le modèle est applicable dans la mesure où on fait l'hypothèse : que les teneurs en nitrates sont négligeables dans l'eau des

lacs, que les chlorures proviennent uniquement des embruns marins, que la teneur en cations majeurs demeure constante dans le temps et que la teneur d'ions H^+ soit négligeable par rapport à la somme des autres cations majeurs. Ces hypothèses s'avèrent généralement réalistes pour les lacs étudiés. L'application du modèle implique aussi que les acides forts proviennent uniquement des apports atmosphériques. Cette hypothèse est moins vraisemblable puisque l'acide sulfurique peut également provenir de l'oxydation des sulfures métalliques contenus dans les roches et les dépôts superficiels du bassin versant. Le modèle de Wright (1983) peut toutefois nous fournir un estimé de cette contribution naturelle. Une dernière hypothèse non moins importante concerne l'influence des acides organiques. Ainsi, pour que le modèle soit applicable, il faut émettre la condition selon laquelle les acides organiques ne contribuent d'aucune façon à l'acidité des lacs.

Un lac soumis uniquement à l'altération chimique des minéraux par l'acide carbonique devrait se positionner près de la droite d'équivalence entre le pH corrigé et le pH calculé (pH corrigé = pH calculé). Un écart à cette droite implique qu'il existe une autre source d'ions H pouvant être associée à l'action d'acides forts.

La figure VI.1 présente la relation entre le pH corrigé et le pH calculé de 14 lacs de la région de Portneuf. Cette figure se divise en deux parties. La partie supérieure montre les lacs du groupe A (échantillonnage mensuel) tandis que la partie inférieure présente ceux du groupe B (échantillonnage saisonnier). Sur ces schémas, chaque lac est caractérisé par une enveloppe de contour et non par un seul point fixe. En fait, cette zone traduit l'évolution temporelle des échantillons recueillis entre le mois d'août 1982 et le mois d'août 1983. Dans le cas du groupe A, la zone associée à chacun des lacs est basée sur 14 valeurs, comparativement à quatre pour les lacs du groupe B. Des droites d'iso-écart de pH (0,5 - 0, 7 - 1,0 - 1,5 unité) ont par ailleurs été ajoutées afin de mettre en évidence l'écart de pH relatif associé à chacun des lacs.

Selon les résultats du modèle de Kramer et Tessier (1982) présentés à la figure VI.1, l'eau des 14 lacs aurait été affectée à des degrés variables par les acides forts. Parmi ces lacs, le lac Main de Fer aurait été le moins

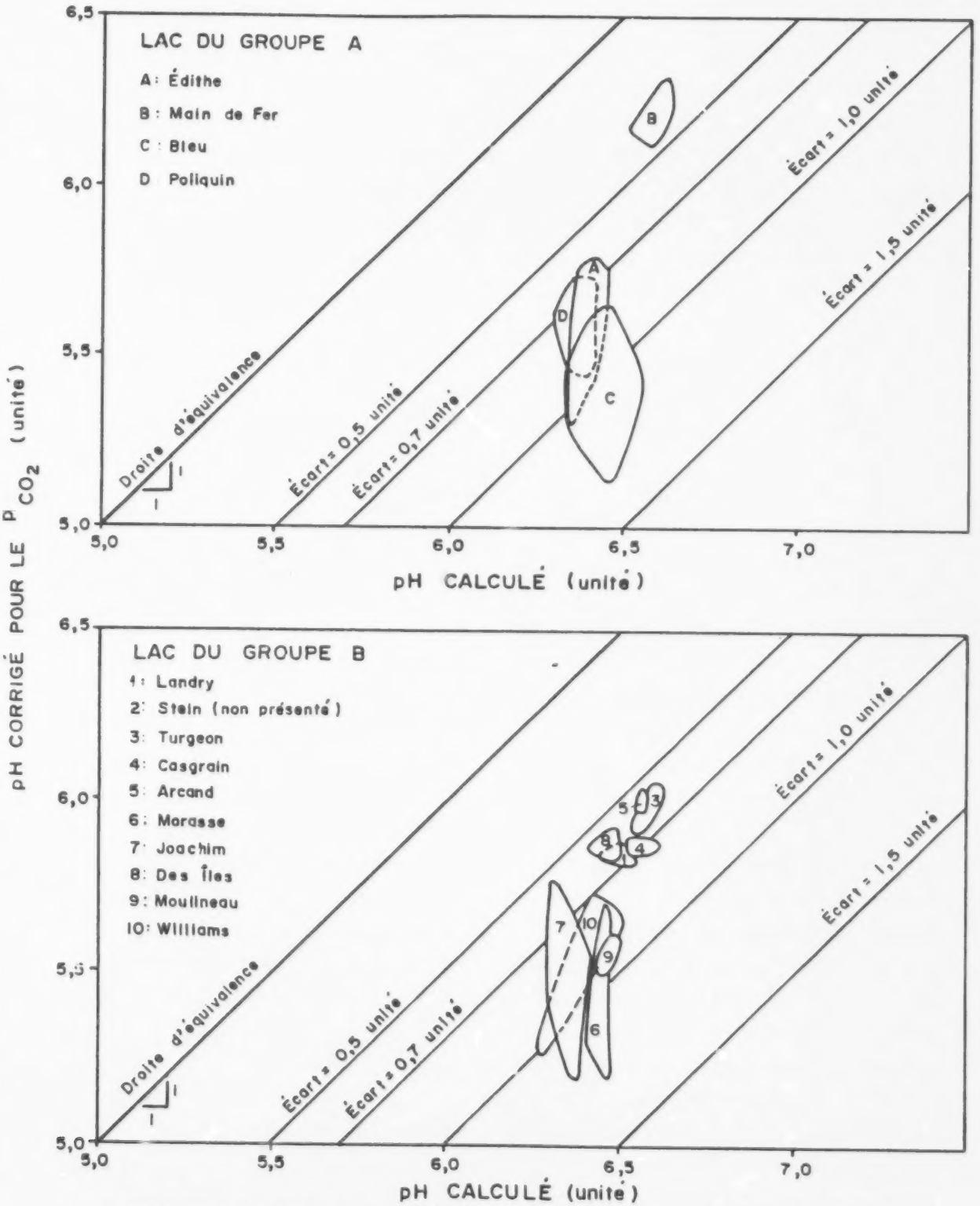


FIGURE VI.1 Application du modèle de Kramer et Tessier (1982) aux échantillons intégrés (1982-1983) de 14 lacs de la région de Portneuf.

affecté, avec un écart de pH inférieur à 0,5 unité. Par ailleurs, les lacs Landry, Turgeon, Casgrain, Arcand, des Îles et Stein, ce dernier n'étant pas représenté sur cette figure, auraient été moyennement affectés par les acides forts. Les autres lacs auraient subi une acidification plus marquée. Ceci est particulièrement vrai pour les lacs Bleu, Morasse et Joachim. Fait à noter, le lac Poliquin, dont les eaux sont les plus acides parmi les 14 lacs, ne figure pas parmi les lacs les plus affectés. Ceci est un indice que l'acidité actuelle du lac ne serait pas uniquement d'origine anthropique. On note également, chez les lacs plus affectés, une plus grande variabilité dans les écarts de pH au cours de l'année. Cette variabilité accrue se traduit par l'étalement plus marqué de l'enveloppe de contour. Dans ces lacs, les plus grands écarts de pH surviennent surtout au printemps et à l'automne. La grande variabilité dans les écarts de pH est probablement attribuable à l'incapacité des lacs à neutraliser les apports acides.

6.2 Classification des lacs

Les fondements de base de la méthode de classification considérée pour la présente étude ont été introduits par Cronan et al. (1978). Cette méthode repose essentiellement sur le bilan anionique des échantillons d'eau. Ainsi, les concentrations relatives de bicarbonates, de sulfates et d'anions organiques exprimées par rapport à la somme des trois anions, permettent de localiser chaque observation à l'intérieur d'un triangle dont chaque extrémité est associée à l'un des types d'anions. Ce triangle est subdivisé en quatre autres polygones qui représentent les zones associées aux eaux carbonatées, organiques ou sulfureuses, le triangle du centre étant un milieu intermédiaire où les eaux peuvent présenter diverses combinaisons d'anions. Cette méthode permet ainsi de considérer les trois influences majeures sur la qualité de l'eau qui ont été soulevées par Dupont (1984b), soit l'influence du niveau de minéralisation (bicarbonate), l'influence de la matière organique (anions organiques) et l'influence des acides forts (sulfate).

Certaines conditions sous-tendent toutefois l'applicabilité du nomogramme de classification. Tout d'abord, les concentrations d'anions autres que les sulfates, les bicarbonates et les anions organiques doivent être considérées négligeables. Deuxièmement, les anions organiques n'ayant pas

été mesurés lors de l'échantillonnage, on émet l'hypothèse, utilisée par Cronan et al. (1978) que le déficit ionique (en anions) entre la somme des cations et des anions majeurs est représentatif de la teneur en anions organiques. Il est évident que cette teneur empirique est peu précise en raison de l'addition d'erreur associée à chaque paramètre du bilan ionique. Malgré son imprécision, l'estimé représente néanmoins un indice acceptable de la contribution relative des substances humiques au bilan ionique. D'autre part, l'utilisation du bilan anionique, en tant qu'estimé des teneurs en anions organiques, implique nécessairement que d'autres ions mineurs non considérés dans le bilan ionique soient négligeables par rapport à la somme des concentrations en cations majeurs. Le cas contraire pourrait introduire une sous-estimation de la teneur d'anions organiques.

Outre la séparation en zones distinctes, nous avons superposé trois droites empiriques d'iso-pH au nomogramme de classification. Ces droites empiriques ont été ajustées à partir des pH corrigés pour le CO_2 de 309 lacs provenant des études de Dupont (1984a, 1984b, 1985) et de Potvin et Grimard (1984). La diversité des conditions physico-chimiques de ces lacs a permis de vérifier graphiquement l'efficacité du modèle à estimer les conditions d'acidité. Il faut mentionner que les droites semblent visuellement fiables, mais que dans la portion supérieure du nomogramme, trop peu de lacs étaient disponibles pour ajuster ces droites lorsque les anions organiques constituaient plus de 50 pour cent de la somme totale des anions. Pour la portion inférieure du triangle, il semble y avoir un lien entre le pH corrigé et les concentrations relatives des divers types d'anions. Selon ce nomogramme, l'augmentation des teneurs relatives en sulfates ou en anions organiques semble amener toutes deux une baisse égale de pH. Il est probable qu'un modèle mathématique puisse expliquer le lien entre le pH et les teneurs relatives d'anions, mais celui-ci reste à définir.

La figure VI.2 présente la classification des lacs du groupe A sur le nomogramme de classification. Comme pour le modèle précédent, le lac Main de Fer apparaît encore comme étant le moins acide des quatre lacs du groupe A. Ce lac ne serait toutefois pas un lac carbonaté typique puisqu'il se situe dans le triangle du centre. Le lac Main de Fer est également le moins affecté par les sulfates et la présence de matière organique. Selon

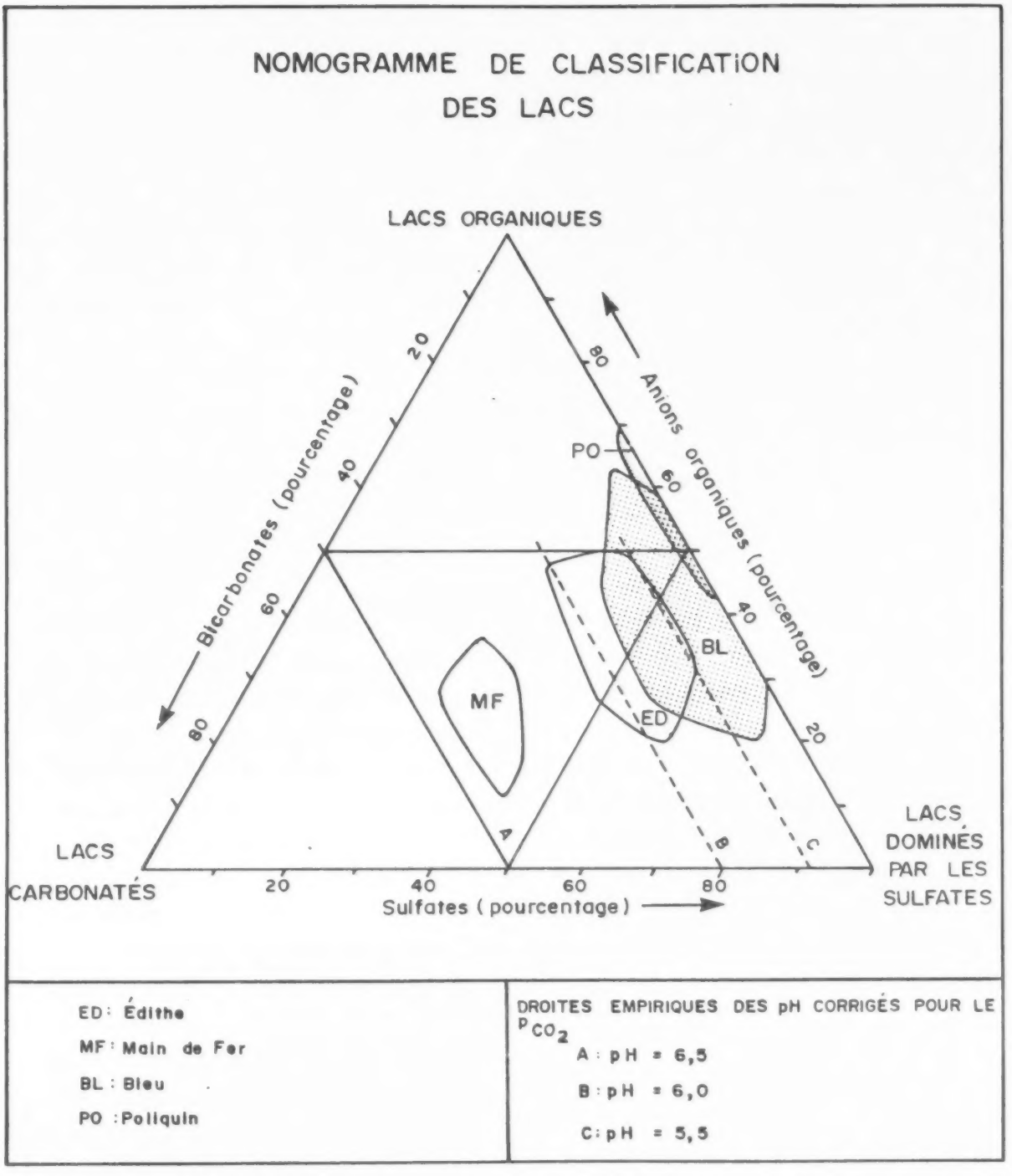


FIGURE VI.2 Application du nomogramme de classification aux lacs Main de Fer, Édithe, Bleu et Poliquin, pour la période s'étendant d'août 1982 à août 1983.

les droites empiriques, ce lac présenterait toujours un pH supérieur à 6,0 mais ne dépassant pas 6,5. Ces observations recoupent les résultats du modèle de Kramer et Tessier (1982), à savoir que ce lac est encore peu affecté par les acides forts.

Le lac Édithe présente, pour sa part, des conditions d'acidité intermédiaires à élevées. Pendant l'année, le pH varierait entre 5,5 et 6,0. Malgré des teneurs non négligeables en anions organiques, ce lac serait surtout affecté par les sulfates. Le lac Édithe appartient probablement à la classe des lacs de transition. Le cas du lac Bleu diffère un peu du précédent. Les conditions y sont plus acides et la qualité de l'eau est plus variable pendant l'année. La position de ce lac sur le nomogramme montre que les eaux sont parfois dominées par les sulfates et parfois par les anions organiques. La dominance par les sulfates a surtout été observée au printemps et à l'automne, tandis que les anions organiques ont dominé lors de l'homothermie d'automne qui est survenue en novembre. Quant au lac Poliquin, l'acidité y est très élevée (pH < 5,5). Une grande partie de cette acidité serait d'origine naturelle puisque la majorité des stations sont caractérisées par une dominance des anions organiques. Quelques stations échantillonnées au début de l'automne (août et septembre 1982) et au printemps (avril 1983) affichent une légère dominance des sulfates qui doivent contribuer à des conditions déjà très acides.

Il faut mentionner que l'application du nomogramme aux échantillons recueillis à un mètre de la surface (non présentée dans ce rapport) montre un tableau similaire à celui des échantillons intégrés, mais présente une dominance accrue des sulfates pour les lacs Édithe, Bleu et Poliquin. Dans les deux cas, la dominance nette des sulfates suggère que les apports anthropiques contrôlent l'acidité des eaux de surface. Par contre, l'application du modèle aux échantillons prélevés dans l'hypolimnion (non présentée dans ce rapport) met en évidence la nette dominance des anions organiques dans les lacs Bleu et Poliquin, indiquant ainsi que l'acidité des eaux de cette zone serait contrôlée en grande partie par des acides organiques.

La figure VI.3 présente l'application du nomogramme de classification aux lacs du groupe B. Les informations relatives au niveau d'acidité

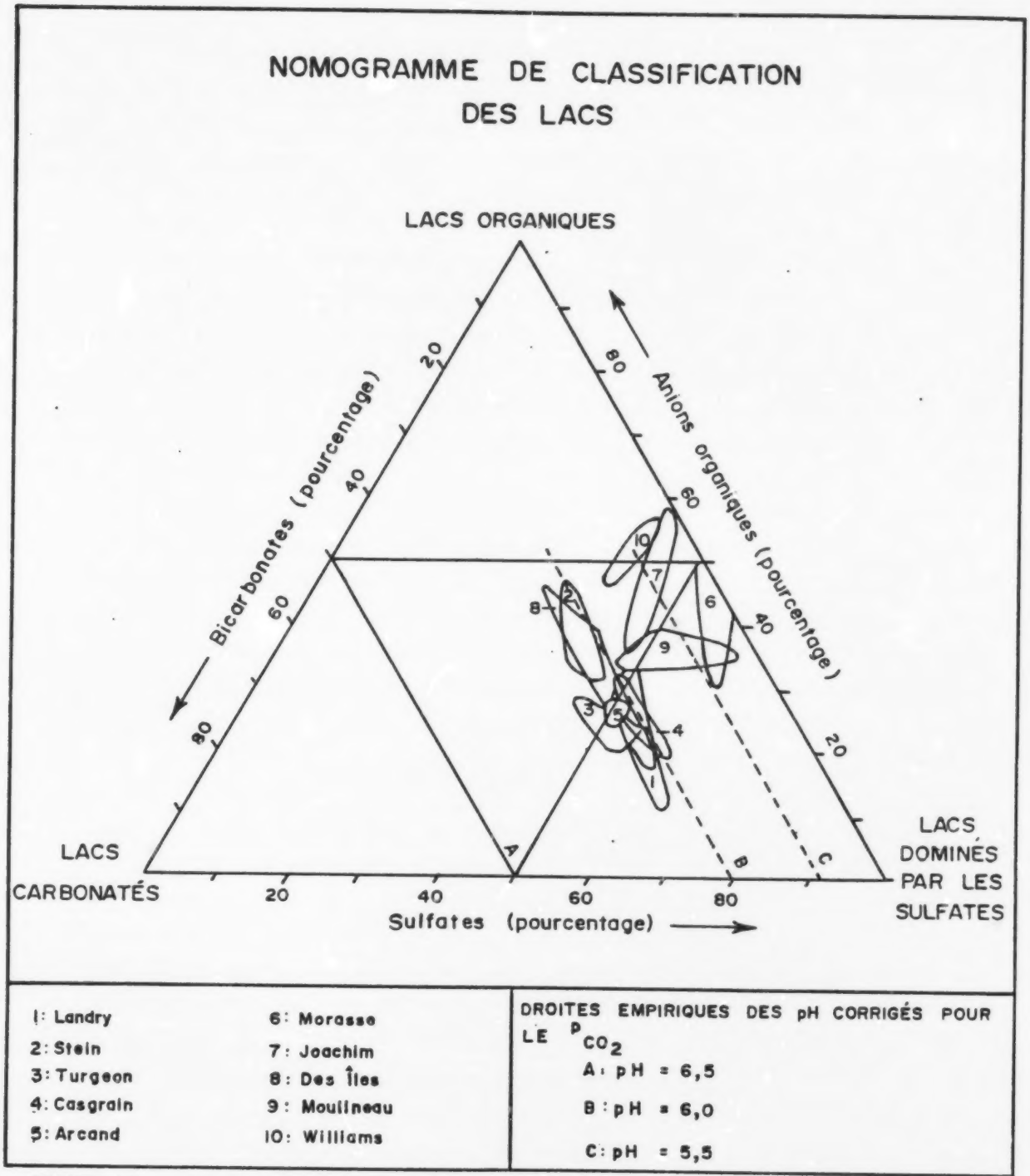


FIGURE VI.3 Application du nomogramme de classification aux lacs du groupe B, pour la période s'étendant d'août 1982 à août 1983.

obtenues par cette méthode sont similaires à celles produites par le modèle de Kramer et Tessier (1982). Ainsi, les lacs Landry, Stein, Turgeon, Casgrain, Arcand et des Îles sont moyennement acides tandis que les lacs Morasse, Joachim, Moulineau et Williams sont plus acides. Les six premiers lacs présentent un pH et une alcalinité relativement stables. Les principales variations se produisent surtout au niveau des teneurs relatives d'anions organiques et de sulfates. Quant aux quatre autres lacs, les variations sont multiples, tant au niveau du pH que des teneurs relatives d'anions. Selon le nomogramme de la figure VI.3, les lacs Joachim et Williams seraient principalement dominés par les anions organiques. Malgré des teneurs élevées en sulfates, l'acidité de ces lacs serait surtout contrôlée par les acides organiques puisque les concentrations relatives de SO_4^{--} demeurent constantes dans l'année et que l'acidité s'accroit avec l'augmentation des teneurs relatives d'anions organiques. L'inverse est observé pour le lac Moulineau. Les teneurs d'anions organiques demeurent stables tandis que le pH baisse avec la hausse des concentrations de sulfates.

6.3 Modèle prédictif de Brosset (1979)

Lee et Brosset (1978) ont noté que plusieurs lacs présentaient des teneurs appréciables d'acides faibles dont la nature chimique s'apparentait surtout aux acides humiques. Selon Brosset (1979), ces acides influencent significativement la concentration d'ions hydrogène à des pH variant entre 3,0 et 8,0. Cet auteur n'est pas le seul à mentionner l'existence d'une telle relation puisque Johnson (1981) suggère une hypothèse similaire pour des lacs organiques de l'Alaska.

Pour estimer cette influence, Brosset (1979) a élaboré un modèle empirique basé sur les différences de concentration entre les bases fortes et les acides forts, les concentrations d'acide carbonique et d'ions H^+, ainsi que les constantes de dissociation de l'acide carbonique. Dans ce modèle, plusieurs types d'acides faibles peuvent être considérés, mais pour des raisons de simplicité, Brosset (1979) émet l'hypothèse que ces acides sont uniquement monoprotoniques. D'autre part, le modèle n'est applicable que dans la mesure où la teneur en bicarbonates est supérieure à zéro. Cette condition implique donc que le modèle n'est pas applicable au lac Poliquin.

Nous avons fait l'hypothèse, qu'à l'exception de l'acide carbonique, les acides humiques étaient les seuls autres acides faibles présents dans l'eau des lacs. D'autres acides faibles de nature inorganique et associés à l'aluminium, à l'azote ammoniacal et à la silice (silicate) existent très probablement dans les eaux lacustres. Ils ont toutefois été ignorés parce que ces acides pouvaient être considérés négligeables ou que la spéciation était mal connue.

Selon Lee et Brosset (1978), la constante de dissociation des acides humiques serait de $3,0 \times 10^{-4}$ pour des teneurs variant entre dix et 100 µéq/l. Cette constante serait donc valable pour les 14 lacs de la région de Portneuf, puisque les médianes des teneurs évaluées se situent à l'intérieur de cet intervalle. Par ailleurs, la teneur effective d'acides organiques n'ayant pas été mesurée lors de l'échantillonnage, nous avons repris l'hypothèse émise par Cronan et al. (1978) qui attribue la valeur du déficit anionique à la concentration d'acides organiques. Cette valeur empirique est utilisable directement dans l'équation de Brosset (1979):

$$[B_f] - [A_f] = \left[\frac{K_A [A^-]}{[H^+]+K_A} + \frac{K_{H_2CO_3} [H_2CO_3]}{[H^+]} + \frac{K_W}{[H^+]} - [H^+] \right] \qquad (6.1)$$

où $[B_f] - [A_f]$: différence entre les teneurs en bases fortes et les teneurs en acides forts (µéq/l)

K_A : constante de dissociation des acides humiques (3×10^{-4})

H^+ : concentration en ions H^+ (µéq/l)

$K_{H_2CO_3}$: constante de dissociation de l'acide carbonique ($4,3 \times 10^{-7}$)

H_2CO_3 : concentration d'acide carbonique non dissocié (µéq/l)

Les teneurs d'acide carbonique n'ayant pas été mesurées lors de l'échantillonnage, nous les avons estimées à partir des concentrations de bicarbonates, d'ions H^+ et de la constante de dissociation de l'acide carbonique:

$$H_2CO_3 = \frac{[H^+]\,[HCO_3^-] \times 10^{-5}}{4,3} \qquad (6,2)$$

où HCO_3^- : concentration en ions bicarbonates (µéq/l)

La figure VI.4 présente les résultats de l'application du modèle de Brosset (1979) aux lacs du groupe A. Seul le lac Poliquin n'est pas représenté en raison de l'absence de bicarbonates. Chaque schéma de la figure VI.4 comporte deux courbes. La première, représentée par un trait pointillé, traduit l'évolution du pH telle qu'elle devrait être en l'absence d'acides humiques. La deuxième courbe, représentée par un trait plein, caractérise l'évolution du pH de chaque lac en tenant compte de ces acides. C'est cette dernière courbe qui nous permet d'estimer le niveau d'acidification atteint. L'autre sert principalement de courbe de référence pour mettre en évidence l'influence des acides humiques.

Règle générale, on note qu'à différence de concentrations égales entre les bases fortes et les acides forts, le pH est plus faible en présence d'acides humiques. L'écart entre les deux courbes (courbes avec et sans acides humiques) est relativement faible lorsque les acides forts ou les bases fortes dominent. Par contre, l'écart entre les pH s'accroît lorsque la différence entre les bases fortes et les acides forts diminue. Ainsi, l'influence des acides humiques sera particulièrement importante à des pH variant entre 4,5 et 6,5. Ceci implique que l'ajout d'une quantité donnée d'acides forts se traduira par une plus grande baisse de pH dans un lac contenant des acides humiques comparativement à un lac qui n'en contient pas. En d'autres termes, la présence d'acides humiques dans un lac accentue l'acidification engendrée par les apports acides.

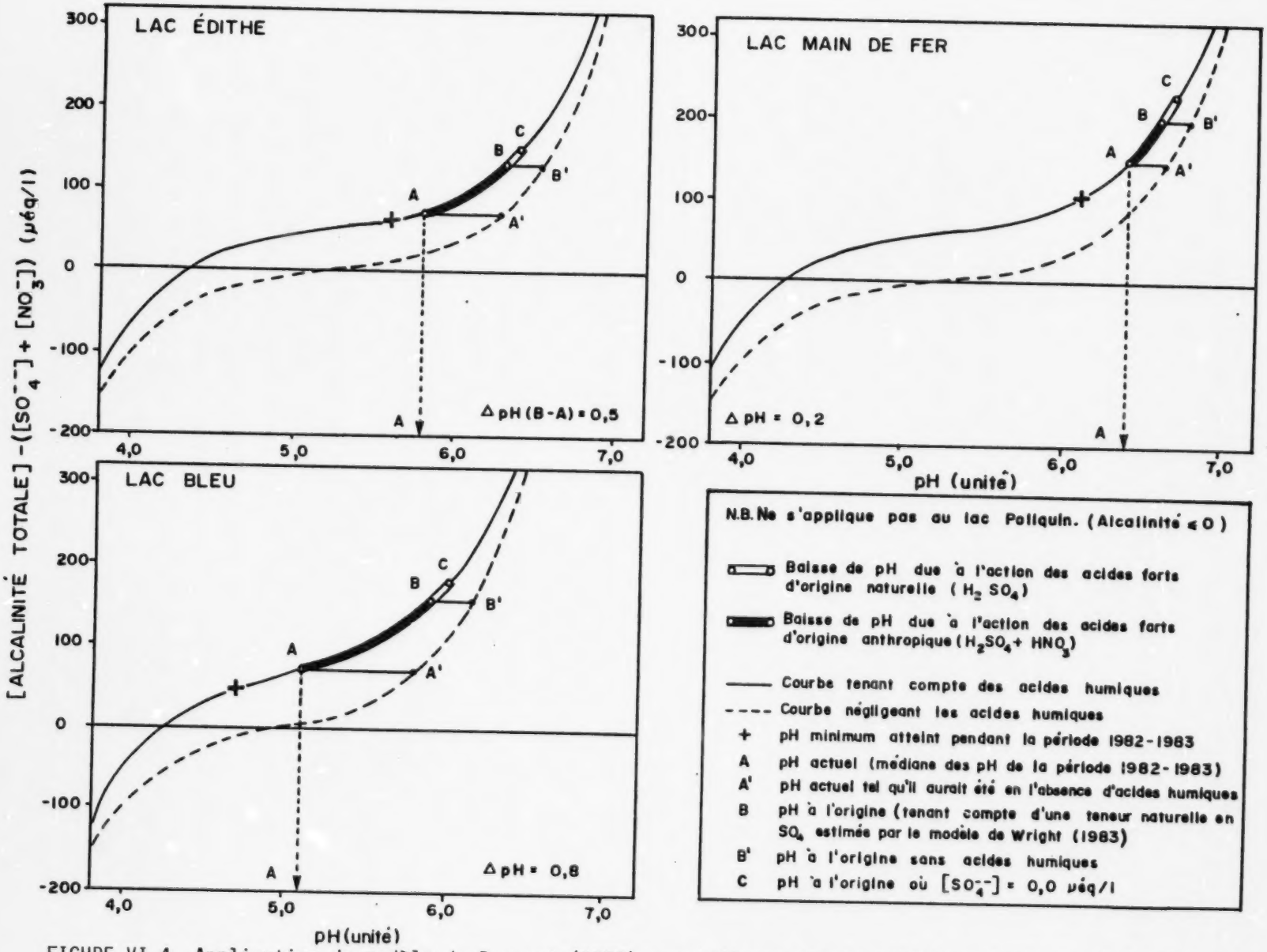


FIGURE VI.4 Application du modèle de Brosset (1979) aux médianes des échantillons intégrés (0-5 mètres) des lacs Édithe, Main de Fer et Bleu.

Les courbes tenant compte des acides humiques, présentées à la figure VI.4, comportent trois points d'intérêt. Le point A correspond au pH actuel des lacs. C'est la médiane des pH observés pendant la période 1982-1983. Le point B représente le pH précédant le début des apports acides tandis que le point C traduit le pH tel qu'il aurait existé en l'absence de sulfates dans le bassin. Le segment de courbe BC représente ainsi l'acidité d'origine naturelle tandis que le segment AB traduit l'acidification provoquée par les apports atmosphériques combinés de SO_4^{--} et de NO_x. Le point B, qui représente le pH d'origine, a pu être déterminé grâce au modèle de Wright (1983) qui permet d'estimer la contribution naturelle de sulfates.

Selon la figure VI.4 et le tableau VI.1, qui résument les résultats du modèle appliqué à chacun des 14 lacs, la contribution naturelle des sulfates aurait été responsable d'une baisse générale de 0,1 unité de pH. De cette façon, le pH d'origine, tenant compte d'un apport naturel de SO_4^{--}, aurait été de 6,3, 6,6 et 5,9 respectivement pour les lacs Édithe, Main de Fer et Bleu. La baisse d'acidité attribuable aux apports atmosphériques serait donc beaucoup plus grande que celle générée par le milieu physique. Le lac Main de Fer semble avoir été le moins affecté des trois lacs. Il n'aurait subi qu'une baisse de 0,2 unité de pH. Par contre, les lacs Bleu et Édithe auraient été particulièrement affectés par les apports acides. Le lac Édithe aurait subi une baisse de 0,5 unité de pH tandis que le lac Bleu en aurait subi une de 0,8 unité. Si on considère les pH extrêmes atteints au printemps pour ces deux lacs, la baisse de pH encourue depuis le début des apports acides aurait été de 0,7 et 1,2 unité respectivement.

Pour les dix autres lacs, dont les résultats sont également présentés au tableau VI.1, la baisse de pH se situerait entre 0,3 et 1,0 unité de pH, la baisse d'une unité étant observée pour le lac Morasse. Selon ce même tableau, la contribution naturelle de sulfates, calculée à partir du modèle de Wright (1983) se situerait entre 15,4 µéq/l (lac Bleu) et 37,2 µéq/l (lac Main de Fer) tandis que la valeur actuelle de cet élément varie entre 61,8 µéq/l (lac Williams) et 103,7 µéq/l (lac Casgrain). Ceci implique que la contribution naturelle des sulfates représenterait de 16 à 51 pour cent de la teneur totale de SO_4^{--}, soit une moyenne de 31 pour cent et un écart-type de 9 pour cent.

Tableau VI.1 Description des résultats genérés par le modèle de Brosset (1979) pour les 14 lacs de Portneuf

Groupe	Nom des lacs	pH actuel (unité)	pH[1] d'origine (unité)	ΔpH (unité)	$[SO_4^{--}]$ Actuel (µéq/l)	$[SO_4^{--}]^1$ d'origine naturelle (µéq/l)	Contribution naturelle à la teneur totale de $[SO_4^{--}]^1$ (p.100)	Contribution anthropique à la teneur totale de $[SO_4^{--}]^1$ (p. 100)	$[SO_4^{--}]$ requis pour atteindre les seuils critiques de pH (µéq/l)		
									pH=5,5	pH=5,0	pH=4,5
A	Édithe	5,8	6,3	,5	70,4	22,0	31	69	13,4	30,0	57,4
	Main de Fer	6,4	6,6	,2	72,2	37,2	51	49	79,0	94,6	122,4
	Bleu	5,1	5,9	,8	97,0	15,4	16	84	-	5,3	38,5
	Poliquin	4,7	-	-	82,6	17,3	21	79	-	-	-
B	Landry	5,9	6,3	,4	88,9	29,2	33	67	22,3	39,3	67,3
	Stein	5,8	6,1	,3	82,4	31,3	38	62	24,2	47,9	79,0
	Turgeon	6,1	6,5	,4	103,5	28,8	28	72	38,5	54,5	81,4
	Casgrain	6,1	6,6	,5	103,7	28,5	27	73	31,0	45,4	72,2
	Arcand	6,0	6,4	,4	93,3	29,7	32	68	31,9	49,1	76,9
	Morasse	5,2	6,2	1,0	93,3	19,0	20	80	-	7,5	36,9
	Joachim	5,4	6,1	,7	68,1	22,0	32	68	-	14,1	43,4
	Des Îles	6,1	6,5	,4	72,2	23,3	32	68	28,1	41,9	68,7
	Moulineau	5,7	6,2	,5	72,2	23,5	32	68	9,8	27,4	54,8
	Williams	5,5	6,0	,5	61,8	25,8	42	56	0,0	20,3	50,6

1: Estimé à partir du modèle de Wright (1983)
N.B. Les valeurs utilisées sont les médianes des échantillons integrés

Le modèle permet également d'estimer les charges additionnelles de sulfates nécessaires pour atteindre certaines valeurs de pH. Ainsi, de zéro à 79 µéq/l de SO_4 + NO_x serait requis pour abaisser le pH de tous les lacs sous le seuil de 5,5. On doit mentionner que cinq des 14 lacs ont déjà atteint ce seuil. Une augmentation de 7,5 à 94,6 µéq/l dans les teneurs de sulfates et de nitrates permettrait d'abaisser le pH de tous les lacs sous le seuil de 5,0 unités. Enfin, une addition de 15,9 à 122,4 µéq/l amènerait le pH des 14 lacs sous le seuil de 4,5.

CONCLUSION

Le traitement et l'interprétation des données recueillies lors de la campagne d'échantillonnage qui a eu lieu en 1982-1983 sur 14 lacs de la région de Portneuf, ont permis d'obtenir certains renseignements relatifs aux processus d'acidification à l'oeuvre et à l'évolution intra-annuelle de la qualité de l'eau.

L'examen de la variabilité spatiale et intra-annuelle de la qualité de l'eau, des résultats des analyses statistiques et des résultats des modélisations empiriques montre que l'acidification survient principalement à la surface des lacs et que cette acidification est en grande partie attribuable aux sulfates dont près de 70 pour cent proviendraient des apports atmosphériques. Les acides organiques contribueraient dans une moindre mesure à l'acidité des eaux lacustres. Par contre, leur présence pourrait jouer un rôle majeur en accentuant les processus d'acidification dus aux apports de sulfates.

Contrairement aux eaux de surface, l'acidité des eaux de l'hypolimnion serait surtout attribuable aux acides humiques puisque les méthodes statistiques montrent clairement que les sulfates et les nitrates ne jouent aucun rôle significatif sur cette acidité.

C'est au printemps que l'acidité des eaux de surface est la plus grande. Cette période correspond à la fonte des neiges où les teneurs élevées en ions H^+, en nitrates, en sulfates et en aluminium vont de pair avec des valeurs relativement faibles de couleur et d'alcalinité. Une deuxième baisse de pH survient à l'automne. Elle serait attribuable à l'action combinée des acides humiques et des apports atmosphériques (couleur et sulfates élevés). Aucune variation d'acidité de cette ampleur n'a été observée au niveau de l'hypolimnion.

La contribution naturelle de sulfates telle qu'estimée par le modèle de Wright (1983) représenterait de 16 à 51 pour cent de la concentration totale de SO_4 observée dans le lac, ce qui correspond à une moyenne de 31 pour cent

et à un écart-type de neuf pour cent. En terme absolu, ce pourcentage correspond à une concentration de 25 µéq/l (1,2 mg/l) de sulfates, la contribution atmosphérique s'établissant à près de 60 µéq/l (3,0 mg/l).

Par rapport à des conditions originelles où les sulfates auraient été totalement absents, la contribution naturelle de SO_4 mentionnée précédemment se traduirait par une baisse de pH de l'ordre d'un dixième d'unité. L'acidité générée par la fraction de sulfates d'origine atmosphérique, telle que présentée à la figure VI.4, apparaît donc beaucoup marquée en comparaison, d'autant plus que la présence d'acides humiques semble contribuer à accélérer la chute de pH. Par exemple, des baisses moyennes de pH aussi importantes que 0,8 unité pour le lac Bleu et 1,0 unité pour le lac Morasse se seraient produites depuis le début des apports acides. Pour le lac Bleu, cette baisse aurait même atteint 1,2 unité de pH pendant l'épisode de fonte nivale. D'autres lacs, par contre, auraient subi de plus légères baisses de pH. C'est le cas du lac Main de Fer qui s'avère le lac le moins acide des 14 étudiés. Ce dernier n'aurait subi qu'une baisse de 0,2 unité de pH par rapport au pH originel.

Le lac Poliquin s'avère le lac le plus acide parmi les 14 stations étudiées. Toutefois, l'estimation de la baisse de pH attribuable à une acidification anthropique est moindre que celle des lacs Bleu, Morasse ou Joachim. Plus encore, elle est comparable à celle des lacs moyennement acides. Ceci est une indication que l'acidité est en grande partie d'origine naturelle. Les résultats du nomogramme de classification viennent appuyer cette hypothèse. En effet, les anions organiques sont dominants dans ce lac.

Selon le modèle prédictif utilisé, une addition combinée de sulfates et de nitrates (indicateurs d'acides forts) variant entre 7,5 et 94,6 µéq/l (0,4 - 4,5 mg/l) serait suffisante pour abaisser le pH des 14 lacs sous le seuil de 5,0 unités.

Outre les constatations relatives à l'acidité des lacs, on dénote une augmentation du niveau de minéralisation des lacs pendant l'hiver. Ce phénomène est dû à la contribution des eaux minéralisées provenant de l'écoulement

de base en cette période d'étiage. Au niveau spatial, la minéralisation des eaux s'accroît également de la surface vers le fond.

L'oxygène dissous joue également un rôle extrêmement important sur la qualité de l'eau des lacs. Ainsi, la présence de conditions réductrices (anoxie) au fond des lacs Main de Fer, Édithe, Bleu et Poliquin est accompagnée de valeurs élevées de pH, de conductivité, d'alcalinité, de couleur, de carbone organique dissous, d'aluminium, de silice, de fer, de calcium et d'azote ammoniacal. Dans de telles conditions, les nitrates et les sulfates sont presque entièrement réduits, d'où les faibles teneurs observées. Les conditions anoxiques sont surtout survenues à l'automne entre le mois d'août et l'homothermie de novembre. Des conditions anoxiques sont également survenues au fond des lacs à la fin de l'hiver (mars-avril). Le lac Bleu fait exception à cette règle puisqu'une grande partie de son hypolimnion est demeurée anoxique toute l'année.

Les lacs Main de Fer, Édithe, Bleu et Poliquin, échantillonnés à une fréquence plus grande, se différencient surtout au niveau de l'acidité, du niveau de minéralisation et de la couleur. Cette différenciation est particulièrement prononcée dans l'hypolimnion. Par contre, les sulfates et les nitrates sont peu variables d'un lac à l'autre.

L'influence du milieu demeure un aspect très difficile à cerner. Ceci est dû à la complexité du système et au manque d'information quantitative appropriée. La géologie semble néanmoins représenter un indice potentiel de la sensibilité des milieux écologiques puisque les lacs les plus acides dans la région de Portneuf sont localisés sur des roches granitiques.

RECOMMANDATIONS

Quelques recommandations faites à l'intention des prochaines études semblent de mise pour terminer ce rapport. Tout d'abord, la considération des données provenant du fond des lacs est très intéressante pour qualifier la répartition de la qualité de l'eau dans un lac. Toutefois, ce type de données ne renseigne pas beaucoup sur l'existence éventuelle de processus d'acidification à l'oeuvre, d'autant plus que les nitrates ou les sulfates considérés comme des indicateurs du degré d'agression par les acides forts, sont réduits sous forme de H_2S ou de FeS dans de tels milieux.

La fréquence d'échantillonnage apparaît satisfaisante pendant l'été et l'automne. Toutefois, on devrait procéder à un échantillonnage plus fréquent durant l'hiver puisque dans le cas présent, nous n'avons aucune idée du comportement des eaux entre décembre et la fin février. Dans un même ordre d'idée, l'échantillonnage des lacs au printemps semble trop espacé. Il faudrait qu'il soit ramené à une fréquence de quelques jours à une semaine au maximum puisque selon le protocole utilisé actuellement, le pic d'acidité (choc acide) peut aisément survenir entre deux campagnes d'échantillonnage.

Le rapport a mis en relief l'ampleur de la variabilité intra-annuelle ainsi que la variabilité de la qualité de l'eau avec la profondeur. Ces renseignements seront précieux lors des prochains échantillonnages. Toutefois, il demeure prioritaire d'estimer l'ampleur spatiale réelle de la distribution des lacs acides au Québec par l'entremise d'un réseau d'inventaire permettant d'extrapoler ou de quantifier la qualité des lacs échantillonnés à l'ensemble des lacs du Québec méridional. Nous savons maintenant, par les conclusions de cette étude, que ce but peut être atteint dans la mesure où les lacs seront échantillonnés à la même période de l'année et dans des conditions d'acidité représentatives du stress acide encouru par le lac. Il est vrai que l'acidité est probablement maximale au début de la fonte nivale, mais l'échantillonnage durant cette phase est pratiquement impossible en raison de la brièveté du phénomène, de la variabilité du temps d'occurrence selon l'endroit et de la difficulté de déterminer le début de la fonte nivale pour chaque lac lorsque leur nombre est élevé. Toutes ces raisons et le fait que le pH soit à son plus bas vers la fin de l'hiver, nous font

recommander de procéder à l'échantillonnage d'un réseau-lac au mois de février ou mars.

Une considération accrue de l'influence du bassin versant sur la qualité de l'eau devrait également être apportée. Actuellement, ce facteur constitue encore un grand point d'interrogation, bien que plusieurs auteurs aient démontré que la géologie pouvait contribuer à la composition chimique des eaux. Ce dernier paramètre ne représente toutefois qu'un des aspects du milieu physique. Il reste à déterminer les autres facteurs qui affectent, par exemple, le niveau trophique, le niveau de minéralisation, etc.

La présence d'anions organiques constitue une facette importante de la qualité de l'eau. Toutefois, leurs concentrations sont souvent estimées de façon empirique. Il serait donc de mise d'utiliser une méthode analytique pouvant être utilisée en laboratoire pour obtenir des valeurs plus précises. À défaut de cela, l'amélioration des méthodes empiriques devrait être envisagée.

BIBLIOGRAPHIE

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1981. Standard methods for the examination of water and wastewater, APHA, AWWA, WPCF, 15th. ed., Washington, 1134 p.

AVRAMTCHEV, L. et P. MARCOUX, 1980. Carte géologique du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, DP-0735.

BOBÉE, B., M. LACHANCE, J. HAEMMERLI, A. TESSIER, J. Y. CHARRETTE et J. KRAMER, 1983. Évaluation de la sensibilité à l'acidification des lacs du sud du Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données, rapport scientifique no 157 rédigé pour Environnement Canada, INRS-Eau, 198 p., 4 annexes, 1 appendice.

BOBÉE, B., Y. GRIMARD, M. LACHANCE et A. TESSIER, 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec, INRS-Eau, rapport scientifique no 140, 243 p., 3 annexes.

BROSSET, C., 1979. "Factors influencing pH in lake waters", dans Water, Air and Soil Pollution, 11:57-61.

CRONAN, C.S., W.A. REINERS, R.C. REYNOLDS Jr. and G.E. LANG, 1978. "Forest floor leaching: Contributions from mineral, organic and carbonic acids in New Hampshire Subalpine forests", dans Science, 200:309-311.

DICKSON, W., 1980 Properties of acidified lakes, Drablos, D. et A. Tollan (eds.), Proceeding of an International Conference on Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, 1980, March 11-14, p. 75-83.

DUPONT, J., 1984a. Nature et étendue de l'acidification de 64 lacs de la région de Rouyn-Noranda, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, publication No PA-9, Envirodoq no 840216, 127 p.

DUPONT, J., 1984b. Nature et étendue de l'acidification de 97 lacs de la région de Portneuf, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, publication PA-10, Envirodoq no 840435, 113 p., 6 annexes.

DUPONT, J., 1985b. Étude de la variabilité spatiale de la physico-chimie des lacs de la région de l'Outaouais, en relation avec les processus d'acidification, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication no PA-17, Envirodoq no 850744, 110 p., 4 annexes.

FRONTIER, S., 1976. "Étude de la décroissance des valeurs propres dans une analyse en composantes principales: comparaison avec le modèle du baton brisé", dans J. Exp. Mars. Biol. Ecol., 25: 67-75.

GRIMARD, Y., 1984. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1981-1982-1983, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, rapport PA-11, Envirodoq 840595, 163 pages.

GRIMARD, Y., Y. RICHARD, L. TALBOT et P. POTVIN, 1982. Effets de l'acidité des lacs sur la faune ichtyenne de la région de Portneuf: Protocole d'échantillonnage physico-chimique, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, rapport 82-09.

HENRIKSEN, A., 1979. "A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater", dans Nature, 278: 542-545.

JEFFRIES, D.S. and W.R. SNYDER, 1981. Variations in the chemical composition of the snowpack and associated meltwaters in Central Ontario, Proceeding of the 38th Eastern Snow Conference, B.E. Goodison (ed.), Syracuse, New York, June 4-5, 1981, 12 p.

JOHANNESSEN, M. and A. HENRIKSEN, 1978. "Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during snowmelt", dans Water Ressources Research, 14 (4): 615-619.

JOHANNESSEN, M., A. SKARTVEIT and R.F. WRIGHT, 1980. Streamwater chemistry before, during and after snowmelt, Drablos D. et A. Tollan (eds.), Proceeding of an International Conference on Ecological Impact of Acid Precipitation, Sandefjord, Norway, 1980, March 11-14, p. 75-83.

JOHNSON, D.W., 1981. "The natural acidity of some unpolluted waters in south eastern Alaska and potential impacts of acid rain", dans Water, Air and Soil Pollution, 16: 243-252.

KRAMER, J. and A. TESSIER, 1982. "Acidification of aquatic systems: A critique of chemical approaches", dans Environmental Sciences and Technology, 16(1): 606-615.

LACHANCE, M. et B. BOBÉE, 1979. Étude de la variabilité du pH des précipitations autour de Rouyn-Noranda, INRS-Eau, rapport scientifique no 95, 74 p.

LACHANCE, M. et D. GAMACHE, 1984. Sensibilité à l'acidification des lacs du bouclier canadien: analyse et interprétation des données géologiques et biophysiques de 158 bassins versants du sud du Québec, INRS-Eau, rapport scientifique no 169 pour Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction générale des terres, Région de Québec, 115 p., 3 annexes.

LANGLOIS, C., A. LEMAY, J. OUZILLEAU et Y. VIGNEAULT, 1984. Qualité physico-chimique de 251 lacs du bouclier canadien (Québec), ministère des Pêches et des Océans, Direction de la recherche sur les pêches, rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques no 1792, 63 p.

LANGLOIS, C., Y. VIGNEAULT, L. DÉSILETS, A. NADEAU et M. LACHANCE, 1983. Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec), ministère des Pêches et Océans Canada, Direction de la recherche sur les pêches, Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques no 1233, 129 p.

LAURIN, A.F. et K.N.M. SHARMA, 1975. Région des rivières Mistassini, Péribonca, Saguenay (Grenville 1965-1967), ministère des Richesses naturelles du Québec, Direction générale des mines, Service de l'exploitation géologique, rapport géologique 161, 89 p., 10 cartes.

LEE Y.H. and C. BROSSET, 1978. "The slope of Gran's plot: A useful fonction in the examination of precipitation, the water-soluble part of airborne particles, and lake water", dans Water, Air and Soil Pollution, 10: 457-469.

LEGENDRE, P., A. CHODOROWSKI, W. CHODOROWSKA, P. PICHET et P. POTVIN, 1980. Qualité des eaux: interprétation des données lacustres (1971-1977, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, rapport Q.E.-45, 405 p.

NYE, N.H., C. HADLAI HULL, J.G. JENKINS, K. STEINBRENNER and D.H. BENT, 1975. Statistical package for the social sciences, second edition, McGraw-Hill Inc., 1975, 675 p.

POTVIN, P. et Y. GRIMARD, 1983. Étude de la qualité du milieu aquatique de 67 lacs à sauvagines de la région de Schefferville, Québec, ministère de l'Environnement, Direction générale des inventaires, Service de la qualité des eaux, publication PA-8, 108 p., 3 annexes.

RAYMOND, R., G. LAFLAMME et G. GODBOUT, 1976. Pédologie du comté de Portneuf, ministère de l'Agriculture du Québec, Direction générale de la recherche et de l'enseignement, Bulletin technique no 18, 164 p., 4 cartes.

RICHARD, Y., 1982. Relation entre le niveau d'acidité de 158 lacs du parc des Laurentides et l'évolution de leurs statistiques de pêche au cours des neuf dernières années, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, publication no PA-5, 115 p.

RICHARD, Y., 1985. Influence du niveau d'acidité des milieux lacustres sur la faune ichtyologique de la région de Portneuf, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication no PA-15, Envirodoq no 850237, 197 p., 10 annexes.

SKARTVEIT, A. and Y.T. GJESSING, 1979. "Chemical budgets and chemical quality of snow and runoff during spring snowmelt", dans Nordic Hydrology, p. 141-154.

TALBOT, L., 1982. Réseau de collecte des précipitations: évaluation de son fonctionnement et résultats préliminaires, ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux, rapport 82-08, 19 p.

WEBB, A.H., 1982. "Weak acid concentrations and river chemistry in the Tovdal River, Southern Norway", dans Water Research, 16: 641-648.

WILSON, E.E. and L.A. BARRIE, 1981. Climatological study of acidic snowmelt shock potential for Eastern Canada, Proceeding of the 38th Eastern Snow Conference, Syracuse, New York, June 45, 1981, p. 23-32.

WRIGHT, R.F., 1983. Predicting acidification of North American Lakes, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), 165 p.

ANNEXE I

LISTE DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET DES MÉTHODES D'ANALYSE UTILISÉES PAR LE LABORATOIRE DU MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC

Annexe I Liste des paramètres physico-chimiques et des méthodes d'analyse utilisées par le Laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec

Paramètres	Unité	Méthode analytique	Limite de détection	Fidélité (coefficient de variation)
Acide fort	µéq/l H^+	Titration conductivimétrique par l'hydroxyde de sodium	2 µéq/l	-
pH (laboratoire)	unité	Éléctrometrie	0,1 unité	± 5 p. 100 à 6,8 unités
Alcalinité	mg/l $CaCO_3$	Titration conductivimétrique par l'acide nitrique	0,1 mg/l	± 6 p. 100 à 1,1 mg/l $CaCO_3$
Conductivité	µS/cm	Électrométrie	0,5 µS/cm	± 1 p. 100 à 90,0 µS/cm
Couleur vraie	Hazen	Dosage colorimétrique automatisé	1 unite Hazen	± 8 p. 100 à 13 unités Hazen
Tanins + lignines	mg/l Tanins	Dosage colorimétrique	0,1 mg/l	± 23 p. 100 à 0.2 mg/l Tan.
Silice	mg/l SiO_2	Dosage colorimétrique automatisé	0,1 mg/l	± 15 p. 100 à 0,6 mg/l SiO_2
Sulfates	mg/l SO_4	Dosage colorimétrique automatisé	0,5 mg/l	± 7 p. 100 à 10,2 mg/l SO_4
Fluorures	mg/l F	Dosage colorimétrique automatisé	0,04 mg/l	± 13 p. 100 à 0,07 mg/l F
Nitrates-nitrites	mg/l N	Dosage colorimétrique	0,02 mg/l	± 5 p. 100 à 0,41 mg/l N
Azote ammoniacal	mg/l N	Dosage colorimétrique automatisé	0,02 mg/l	± 17 p. 100 à 0,10 mg/l N
Azote kjeldahl	mg/l N	Dosage colorimétrique automatisé	0,02 mg/l	± 27 p. 100 à 0,27 mg/l N
Phosphore total	mg/l P	Dosage colorimétrique automatisé	0,006 mg/l	± 12 p. 100 à 0,080 mg/l P
Chlorures	mg/l Cl	Titration conductivimétrique par le nitrate de mercure	0,1 mg/l	± 3 p. 100 à 2,1 mg/l
Turbidité	UTN	Néphélométrie	0,1 UTN	± 15 p. 100 à 1,5 UTN
Carbone inorganique Total	mg/l C	Combustion et infra-rouge	0,5 mg/l	± 29 p. 100 à 6 mg/l C
Carbone organique dissous	mg/l C	Irradiation UV et conductivimétrie	0,1 mg/l	-
Carbone total	mg/l C	Combustion et infra-rouge	0,5 mg/l	± 30 p. 100 à 12 mg/l C

Annexe 1 (suite)

Paramètres	Unité	Méthode analytique	Limite de détection	Fidélité (coefficient de variation)
pH (portatif terrain)	unité	Électrométrie	0,1 unité	± 5 p. 100 à 6,8 unités
Transparence	mètre	Disque de Secchi	-	-
Manganèse	mg/l Mn	Digestion et absorption atomique	0,01 mg/l	± 17 p. 100 à 0,06 mg/l Mn
Fer total	mg/l Fe	Digestion et absorption atomique	0,02 mg/l	± 8 p. 100 à 0,15 mg/l Fe
Calcium	mg/l Ca	Digestion et absorption atomique	0,1 mg/l	± 9 p. 100 à 8,6 mg/l Ca
Magnésium	mg/l Mg	Digestion et absorption atomique	0,1 mg/l	± 5 p. 100 à 1,6 mg/l Mg
Sodium	mg/l Na	Digestion et absorption atomique	0,1 mg/l	± 3 p. 100 à 4,6 mg/l Na
Potassium	mg/l K	Digestion et absorption atomique	0,1 mg/l	± 26 p. 200 à 0,5 mg/l K
Aluminium total	mg/l Al	Digestion et absorption atomique	0,05 mg/l	± 26 p. 100 à 0,12 mg/l Al
Aluminium filtré	mg/l Al	Digestion et absorption atomique	0,02 mg/l	± 4 p. 100 à 0,09 mg/l Al

1: Communication personnelle de Marcel Faucher, Direction des laboratoires, ministère de l'Environnement du Québec.